

Zásady regulace pro

**pajasan žláznatý**  
**(*Ailanthus altissima*)**

v České Republice



2022

**Zpracovali:**

Jan Pergl (BÚ AV ČR, v.v.i.)

Irena Perglová (BÚ AV ČR, v.v.i.)

Robert Stejskal (Správa NP Podyjí)

**Poděkování:** Děkujeme zejména Martinovi Veselému za cenné připomínky v průběhu přípravy tohoto materiálu.

## Obsah

1	Úvod .....	3
2	Cíle regulace .....	4
2.1	Postup naplňování cílů .....	4
3	Navrhovaná opatření.....	6
3.1	Identifikace problémových míst.....	6
3.2	Management nově kolonizovaných ploch a izolovaných výskytů – včasné zásahy .....	6
3.3	Management etablovaných populací.....	7
3.4	Management pajasanu v intravilánu.....	9
3.5	Monitoring a mapování.....	10
4	Podkladová část.....	12
4.1	Kategorizace v seznamech nepůvodních druhů.....	12
4.2	Popis druhu.....	12
4.3	Ekologie .....	14
4.4	Stanoviště .....	15
4.5	Charakter rozšíření v ČR .....	15
4.6	Impakt a náklady na management.....	18
4.6.1	Přínosy pěstování pajasanu žláznatého.....	19
4.7	Přístupy k managementu .....	20
4.7.1	Identifikace, monitoring .....	20
4.7.2	Prevence opětovného zavlečení.....	22
4.7.3	Zákaz obchodování a nakládání.....	22
4.7.4	Práce s veřejností .....	22
4.7.5	Typy managementových zásahů .....	23
4.7.5.1	Popis vybraných metod .....	24
4.7.5.2	Použití metod v praxi.....	27
4.7.6	Návazný management.....	31
5	Literatura.....	32
6	Souhrn/summary.....	39
7	Přílohy.....	41

## 1 Úvod

Pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*) je v současné době řazen mezi vysoce invazní nepůvodní druhy Evropy a Severní Ameriky. Pochází z východní Číny a severního Vietnamu, jeho nepůvodní areál však zahrnuje všechny kontinenty s výjimkou Antarktidy.

Jedná se o rychle rostoucí dvoudomý strom s velmi časným nástupem plodnosti. Šíří se křídlatými semeny, která se velmi snadno rozšiřují větrem a vodou. Z toho důvodu se pajasan hojně vyskytuje podél liniových struktur v krajině i ve značné vzdálenosti od míst pěstování. Vegetativní šíření je důležité jen na malé škále, nicméně je velmi významné pro tvorbu hustých porostů a vysokou regenerační schopnost po poškození.

Současný charakter rozšíření pajasanu v ČR odpovídá historickým lokalitám, kde byl pěstován a odkud se šíří dál do krajiny. Záměrně byl vysazován v intravilánu pro dekorativní účely, odolnost vůči herbivorům a dobrou snášenlivost znečištěného prostředí, v extravilánu pak jako větrolam, protierozní dřevina na svazích i pro zalesňování výsypek. Těžiště výskytu pajasanu je na jižní Moravě a ve středních Čechách a dále pak v městských tepelných ostrovech, což odráží jeho požadavek na dlouhou a teplou vegetační sezónou s pravidelnými obdobími chladu. Jedná se o druh otevřených a z velké míry člověkem ovlivněných stanovišť, z nich je však schopen invadovat i otevřené polopřirozené plochy (lesní světliny, křovitou vegetaci, pobřežní vegetaci).

Pajasan má negativní dopad jak na přírodu, tak i na lidské aktivity. Jeho negativní impakt na biodiverzitu se projevuje zejména v druhově bohatých lokalitách chráněných území. Invaduje v mnoha ochranně cenných územích, kde je považován za jeden z nejproblematictějších druhů. Pajasan narušuje stavby a dopravní infrastrukturu vlivem prorůstání kořenů, dochází ke zvýšeným nákladům na údržbu zeleně s nálety pajasanu, zarůstání a narušování zpevněných ploch a zdí. Druh má také nezanedbatelné zdravotní dopady; listy a květy pajasanu způsobují dermatitidu a produkovaný pyl je alergenní. I přes zmíněné dopady je druh často přehlížen, a to zejména v urbánním prostředí, a jeho likvidace není prováděna důsledně.

S ohledem na uvedené dopady, zejména na biologickou rozmanitost a lidské zdraví, byl pajasan roku 2019 zařazen na seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na EU (tzv. unijní seznam) podle nařízení EP a Rady (EU) č. 1143/2014, o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů (dále též jen „nařízení“). Nařízením jsou stanovena přísná omezení při nakládání s tímto druhem (zákazy držení, pěstování, přepravy nebo uvádění na trh a samozřejmě zákaz uvolňování do životního prostředí) a zároveň povinnost členských států zajistit (dle rozsahu rozšíření druhu) opatření k eradikaci či regulaci rozšíření, která zajistí minimalizaci dopadů.

V České republice patří pajasan žláznatý mezi (značně) rozšířené invazní nepůvodní druhy ve smyslu čl. 19 nařízení a § 13h zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, v platném znění (dále jen „ZOPK“) a musí tak být předmětem regulace, která bude přiměřená dopadům druhu. V rámci Černého, šedého a varovného seznamu invazních druhů ČR (Pergl a kol. 2016a,b; odborný nelegislativní podklad pro práci s nepůvodními druhy) je zařazen na tzv. „Černý seznam“, do kategorie, u které je doporučen stratifikovaný přístup (viz kap. 4.1). To odpovídá významnosti jeho dopadů na biodiverzitu i lidské zdraví a v rámci těchto zásad regulace je proto stanoveno jako dlouhodobý cíl jeho postupné odstranění na celém území ČR, s výjimkou případného zachování vybraných jedinců, které bude možné účinně kontrolovat.

## 2 Cíle regulace

Vzhledem k vysoké míře invazibility a dopadu pajasanu žlazantého na biodiverzitu, zdraví i hospodářství je **dlouhodobým cílem** úplná eradikace tohoto druhu na celém území ČR, s výjimkou případného zachování vybraných kulturně aj. významných jedinců, které bude možné účinně kontrolovat.

**Střednědobé cíle** (do r. 2030):

- 1) zajistit eradikaci na ochranných cenných lokalitách a v jejich okolí
- 2) postupně omezovat výskyt ve volné krajině spolu s redukcí výskytu (hlavně zdrojových jedinců) v urbánním prostředí a podél dopravních koridorů
- 3) postupně omezovat výskyt pajasanu v lesních porostech.

### 2.1 Postup naplňování cílů

Nezbytným podkladem pro zajištění plnění střednědobých i dlouhodobých cílů jsou informace o výskytu druhu (tedy zajištění mapování a monitoringu pajasanu na celém území ČR), stejně jako průběžné vyhodnocování účinnosti prováděných opatření.

Vzhledem k dopadům invaze pajasanu jsou prioritou managementu oblasti významnějšího rozšíření na JV Moravy a ve středních Čechách a včasné zásahy u nově kolonizovaných ploch a izolovaných výskytů na celém území ČR. V dlouhodobém měřítku v rámci běžné péče o krajinu je cílem potlačit pajasan, zabránit novým výskytům a nahradit jej méně problematickými druhy.

Izolované výskyt je třeba kompletně likvidovat a omezit možnost opětovné kolonizace z velkých lokalit. U rozsáhlých porostů a metapopulací je třeba na celém území ČR co nejvíce omezit semennou produkci a postupně přecházet až do fáze úplné eradikace, která je dlouhodobým cílem (vyjma vybraných, kulturně aj. významných jedinců, u nichž bude možné bezpečně zajistit opatření proti šíření dle těchto zásad regulace).

Prioritou je likvidace populací a jedinců, které by mohly sloužit jako zdrojové pro další šíření. Jedná se o lokality podél silnic, železničních tratí, vodních toků, dále pak okraje polí a lesů a okolí parků a zahrad. V lesních porostech, kde nedochází k rozsáhlým holosečím, je riziko šíření pajasanu vzhledem k jeho slabším konkurenčním schopnostem relativně malé. Druh je nicméně schopen rychle obsadit paseky a spáleniště. Opatření by tedy měla probíhat od ploch s vysokým rizikem šíření k méně rizikovým. Vedle toho by se měl management (eradikace) zaměřit na přírodně cenné lokality, kde je nezbytné omezit dopady na biodiverzitu a podle podmínek mohou být jako prioritní stanoveny také např. plochy významné z hlediska rekreace a pohybu osob, kde je zvýšené riziko zdravotních dopadů (např. dermatitidy, reakce na alergenní pyl či zápach apod.). Prioritizace zásahů by však měla vždy korespondovat s celkovým postupem regulace tak, aby byla zajištěna efektivita opatření, byla zajištěna opatření v navazujícím území a nedocházelo k rekolonizaci ošetřených ploch.

S ohledem na uvedené proto orgány ochrany přírody při přípravě opatření obecné povahy ve smyslu § 13h odst. 2 ZOPK:

- shromáždí informace o výskytu druhu (na základě Nálezové databáze AOPK ČR, kde je nutné sledovat nové údaje, a na základě dalších údajů, kterými disponují v rámci vlastní činnosti nebo podnětů vlastníků pozemků a dalších subjektů)
- identifikují rozsah výskytu druhu a dle toho určí:

- a) území, kde se druh dosud nevyskytuje a kde je nezbytné pouze preventivně sledovat případný výskyt (při zjištění výskytu pak postup dle 3.2)
  - b) nově kolonizované plochy a izolované výskyty (postup dle 3.2)
  - c) území s etablovanými populacemi (postup dle 3.3) a
  - d) území výskytu pajasanu v intravilánu (postup dle 3.4)
- v rámci takto identifikovaných území stanoví priority postupu (dle rizik šíření podél dopravních koridorů, vodních toků aj., případně konkrétní vymezení prioritních, přírodně cenných nebo jinak významných ploch)
  - je-li to potřebné, určí lhůty k provedení opatření dle stanovených priorit
  - případně upřesní podmínky uplatnění jednotlivých metod regulace a eradikace s ohledem na limity území (např. omezení použití herbicidů ve zvláště chráněných územích či ochranných pásmech vodních zdrojů atp.) a
  - podle potřeby určí, v jakých případech a jakým způsobem zajišťovat obnovu ekosystémů (stanovišť) na plochách, kde byly odstraněny porosty pajasanu.

Opatření obecné povahy podle § 13h odst. 2 ZOPK je možné přijmout dle charakteru území i výskytu druhu v rozsahu celého správního obvodu příslušného orgánu ochrany přírody nebo jednotlivě pro určitou část. Vzhledem k nezbytnosti systematického postupu je nutné v místech, kde výskyt pajasanu žláznatého přesahuje správní obvod příslušného orgánu ochrany přírody nebo kde hrozí riziko jeho šíření do navazujících území, zajistit vzájemnou koordinaci jak při přípravě opatření obecné povahy, tak při realizaci opatření a vyhodnocování jejich účinnosti.

Při realizaci opatření stanovených těmito zásadami regulace a opatřeními obecné povahy dle § 13h odst. 2 ZOPK, které stanovují bližší podmínky uplatňování zásad, se postupuje v souladu s § 13j odst. 4 a 5 ZOPK. S ohledem na skutečnost, že pajasan patří mezi dřeviny, uplatní se při jeho regulaci ustanovení § 7 odst. 2 ZOPK - na zásahy nezbytné k předcházení nebo omezení šíření jedinců pajasanu, tedy odstranění jeho výskytu, prováděné v souladu s těmito zásadami regulace (metodami dle kap. 4.7.5) a opatřeními obecné povahy vydanými na jejich základě, se nevztahuje ochrana dřevin podle § 7 odst. 1 ZOPK (při tomto postupu tedy není nezbytné povolení ke kácení a prováděné zásahy nepředstavují poškození dřeviny - na jakékoli jiné zásahy, jež by nebyly v souladu se stanoveným postupem, však tuto „výjimku“ uplatnit nelze). Vzhledem k tomu, že nejvhodnější způsoby odstranění jedinců pajasanu vyžadují specifický typ aplikace (injektáž) a použití vyšší koncentrace herbicidu (viz 4.7.5.2), je potřebné, aby byly provedeny výhradně držitelem osvědčení pro nakládání s přípravky na ochranu rostlin (profesionální uživatel).

Důležitou součástí regulace je zajištění osvěty a zavedení účinných metod likvidace pajasanu do praxe při údržbě veřejné zeleně, správ silnic, železnic a vodních toků. Osvěta a metodické poradenství (např. formou školení a seminářů) by ale neměla pomíjet ani soukromé vlastníky pozemků a firmy.

## 3 Navrhovaná opatření

### 3.1 Identifikace problémových míst

Pro účely výběru vhodného přístupu k managementu je vhodné lokality s výskytem pajasanu rozdělit dle charakteru porostu na:

- a) nově kolonizované plochy a izolované výskyty, kde je možné aplikovat včasné zásahy (kap. 3.2),
- b) etablované populace, charakteristické jednou či více mateřskými rostlinami a tvorbou polykormonů (kap. 3.3).

Z hlediska plnění střednědobých a zejména dlouhodobých cílů je nutné rozlišovat výskyty pajasanu v intravilánu a extravilánu. Zatímco v extravilánu je cílem vždy eradikace, v intravilánu lze v případě záměrně pěstovaných stromů uplatnit stratifikovaný přístup dle kulturně-sociálního aspektu kontrétního jedince pajasanu (kap. 3.4) při současném zohlednění (vyloučení) rizika šíření.

Rizika výskytu pajasanu jsou jak na zemědělských, lesních, tak i ostatních pozemcích v extravilánu i intravilánu. Dělení pozemků na lesní, nelesní, urbánní či jiné však není pro plánování managementu účelné, protože z hlediska šíření invazních druhů toto dělení nedává smysl – druhy neznají hranice a je jedno zda se vyskytují v lemu lesa či již na zemědělské půdě nebo podél cesty. Polykormony pajasanu často zasahují na pozemky různého druhu patřících různým vlastníkům, a realizace managementových opatření vyžaduje komunikaci se všemi vlastníky/správci dotčených pozemků.

Vzhledem ke způsobu šíření je nezbytné věnovat zvýšenou pozornost zejména okolí dopravní infrastruktury (silnice, železnice, překladiště atp.), vodních toků a dále míst se zvýšeným rizikem vzniku invaze, případně přenosu semen (narušované půdy, plochy výstavby a terénních úprav aj.).

### 3.2 Management nově kolonizovaných ploch a izolovaných výskytů – včasné zásahy

U nově kolonizovaných ploch a izolovaných výskytů jednotlivých stromů či jejich skupin mimo oblasti s rozsáhlými výskyty je zásadní **zabránit vysemenění**. To je však potřeba provést **tak, aby nedošlo k bujně vegetativní regeneraci**. Schopnost semen šířit se na velkou vzdálenost, bujná regenerace a rychlý vývoj jedinců představují velké nebezpečí z hlediska dalšího šíření druhu. Vzhledem k tomu, že je pajasan rychle rostoucí dřevina s možným nástupem plodnosti již ve čtyřech letech (u semenáčů) a ještě dříve u jedinců vzniklých regenerací, je včasná eradikace izolovaných výskytů klíčová. Včasný zásah je o to důležitější, že pomocí mechanicko-chemických metod cílené aplikace (viz 4.7.5) lze mladé jedince odstranit velmi snadno. U starších jedinců úměrně s velikostí vzrůstá pracnost. Pokud však oproti tomu dojde k čistě mechanickému pokácení, stromy zahustí kořenový systém, vytvoří polykormon čítající desítky i stovky jedinců (prýtů) a následný zásah vyžaduje mnohem větší finanční prostředky, čas i úsilí.

Těžiště managementu spočívá v odstraňování vzrostlých jedinců kombinací mechanického a chemického ošetření (viz kapitola 4.7.5 „Typy managementových zásahů“). **Nejúčinnější jsou metody cílené aplikace herbicidu přímo do kmene pajasanu s následným ponecháním ošetřených stromů ke spontánnímu odumření**, tj. injektáž v případě dospělých stromů nebo částečné loupání kůry s následnou aplikací herbicidu u mladých jedinců do cca 2 m výšky (viz kap. 4.7.5.1 „Popis vybraných metod“). Odstraňování jedinců až po jejich úplném odumření je preferováno všude tam, kde to podmínky dovolují.

V případě, že na lokalitě už došlo k vysemenění pajasanu, je možné jednotlivé semenáčky s dosud nevytvořeným křovovým kořenem ručně vytrhávat. To je však účinné jen u opravdu malých semenáčků s ještě přítomnými děložními listy (viz kapitola 4.7.5.1) a s ohledem na semennou banku je třeba vytrhávání opakovat několikrát ročně po několik let (perzistence pajasanu v semenné bance je krátkodobá, cca 2 roky, ale klíčivost je značná). Husté nálety semenáčků je možné likvidovat postřikem herbicidu nebo proti nim zasáhnout až později pomocí mechanicko-chemických metod cílené aplikace, pokud je jisté, že to čas a podmínky dovolí.

#### **Při managementu je nutné splnit následující podmínky:**

- prioritně odstranit plodící stromy, pokud se na lokalitě již vyskytují, a to vhodně zvolenou mechanicko-chemickou metodou
- vzrostlejší mladé jedince odstranit před dosažením plodnosti
- prioritně likvidovat jednotlivě rostoucí, dosud nepokácené stromky, poté navázat likvidací polykormonů, pokud se již na lokalitě nacházejí

K zabezpečení větší efektivity je na místě dodržovat následující pravidla:

- i) vyvarovat se čistě mechanickému odstranění: např. při údržbě pozemků sečením je nutné mladé pajasany z údržby vynechat (nesekat) a ošetřit je nejlépe koncem léta (srpen–září), nejdříve po olistění (červen), vhodnou metodou (částečné loupání kmínku, případně postřik apod.)
- ii) pokud je to možné, snažit se zasahovat včas, dokud jsou jedinci relativně menšího vrůstu
- iii) zasahovat nejlépe koncem léta (srpen–září), kdy pletivo táhne živiny do kořenů a tím se výrazně eliminuje následná pařezová i kořenová výmladnost (při správně provedeném zásahu a dobrých podmínkách až 100% účinnost!)
- iv) ošetřované plochy navštívit během jedné sezóny opakovaně kvůli likvidaci přehlédnutých nebo nově vyrašených jedinců

Návazný management, při kterém je potřeba vhodnou metodou ošetřit přežívající nebo nové jedince, je nezbytný po dobu minimálně 2–3 let.

### **3.3 Management etablovaných populací**

Etablované populace jsou charakteristické tvorbou hustých porostů, sestávajících z mnoha jedinců různého stáří jak semenného, tak vegetativního původu. Porosty mohou být často výrazně zahuštěné po zásazích, při kterých došlo ke kácení bez použití herbicidu.

Pro plánování managementu etablovaných populací pajasanu je nutné vycházet z ekologie druhu a podmínek prostředí. Dle možností (finančních, časových, ochranných



podmínek na lokalitě) se postupuje dle instrukcí uvedených v kapitole 4.7.5 „Typy managementových zásahů“. Eradikační zásah bez použití herbicidu je nejen neefektivní, ale přímo kontraproduktivní. Základem managementu je kombinace mechanicko-chemických metod, spočívající v **cílené aplikaci herbicidu přímo do kmene pajasanu** (jedná se o účinný způsob aplikace herbicidu, který současně minimalizuje případné nežádoucí vlivy). V případě dospělých stromů se provádí injektáž do otvorů či záseků, u mladých jedinců do cca 2m výšky se herbicid aplikuje na ránu po sloupnutí kůry. Tyto **metody cílené aplikace vyžadují následné ponechání ošetřených stromů ke spontánnímu odumření**. Odumřelé dřeviny se ponechají přirozenému rozpadu nebo (v případě vzrostlých stromů) se odstraní dřívě, než začnou ohrožovat okolí (ideálně až po roce, nejdříve však po absorpci herbicidu cca 2 měsíce po ošetření). Hlavní výhodou injektáže je, kromě šetrnosti vůči okolí, radikální snížení počtu nově se objevujících kořenových výmladků.

U mladých jedinců je výše doporučené částečné loupání kůry racionální pro jednotlivé dřeviny až skupinky řádově do desítek až malých stovek jedinců. V případě příliš hustých a souvislých mladých porostů je nezbytný **postřik výmladků na list**, který je účinný, přináší však riziko poškození okolní vegetace, přičemž vzniklý holý povrch je náchylný ke znovuosídlení nežádoucími druhy, včetně pajasanu. Pokud to podmínky dovolí, prioritou by tedy měla být cílená aplikace, při které zůstává zachována okolní vegetace, urychlující regeneraci biotopu.

Na místech, kde by mohl pád odumřelých stromů ohrožovat lidské aktivity, spočívá management v **kácení s bezprostředním zátěrem pařezů herbicidem**, jež má oproti injektážím sníženou účinnost a vede k tvorbě kořenových výmladků, a je tak nejméně vhodnou metodou likvidace. Pokud to místní podmínky dovolují, je proto vhodnější nejprve stormy ošetřit injektáží a pokácet až po absorpci herbicidu (opadu listů), tj. 1–2 měsíce od aplikace. Tímto způsobem lze výrazně snížit počet kořenových výmladků a současně ještě nevzniká riziko narušení stability stromu.

V případě příliš hustých a rozsáhlých ohnisek je možné v první fázi ošetřit alespoň nejsilnější jedince. Následně dojde k odumření řady propojených a neošetřených jedinců (ramet). Poté lze ošetřit už jen přeživší jedince, čímž se ušetří jak herbicid, tak zejména čas nutný k ošetření.

Regulaci pajasanu je nutné směřovat vždy do vegetačního období. Zimní kácení musí být zcela vyloučeno. Nejvhodnější dobou pro injektáže je období po odkvětu pajasanu (červen/červenec) do konce vegetační sezóny, s nejvyšší účinností v srpnu a září, kdy pletivo táhne živiny do kořenů a tím se výrazně eliminuje následná pařezová i kořenová výmladnost. Postřik listové plochy se provádí po plném olistění výmladků v červnu a poté v září.

**Návazný management**, při kterém je potřeba vhodnou metodou ošetřit přežívající nebo nové jedince (kořenové výmladky, semenáčky atp.), je nezbytný **minimálně po dobu 2–3 let**. V místech probíhající regulace pajasanu je současně žádoucí omezit údržbové práce – pokud bude ošetřená plocha do doby úplného odumření polykormonu spontánně zarůstat, trsnaté byliny a trávy účinně brání opětovnému uchycení pajasanu.

#### **Při managementu je nutné splnit následující podmínky:**

- zohlednit rizika pro biodiverzitu – prioritně zasahovat v ochranně cenných územích a jejich blízkém okolí (při provádění opatření je nutné respektovat hodnoty území)
- kvůli zabránění rychlému šíření v krajině postupovat s managementem od okrajových výskytů směrem po centrální lokalitu
- postupovat podél toků po proudu a podél komunikací ve všech směrech

- pokud není možné rostliny zlikvidovat, omezit produkci semen (odstraňovat přednostně plodící jedince)
- zasahovat v celém spektru biotopů, neomezovat zásahy jen na cenná území z pohledu ochrany přírody (pokud jde např. o sousedící porosty, výskyt zdrojových jedinců či populací atp.)
- zásahy provádět urychleně vzhledem k vysoké rychlosti růstu a časně plodnosti pajasanu

Management se musí týkat všech biotopů, kde se pajasan vyskytuje. V případě prioritizace zásahů je potřeba se zaměřit na samotné plochy uvnitř NP, CHKO a ochranných zón okolo nich a dalších ZCHÚ s typem vegetace zahrnujícím otevřené plochy (louky, stepi, světlé lesy). Dalšími ohroženými habitaty jsou zejména vinice.

První vlna eradikace v oblastech se souvisejším výskytem (etablovanými populacemi) by proto měla zahrnovat ochranná cenná území, kde se postupuje s managementem od středu cenného území směrem k okraji, spolu s eradikací izolovaných výskytů v blízkosti cenných území. Semena pajasanu jsou schopna se šířit na značnou vzdálenost (cca 2 km a prostřednictvím dopravních prostředků i výrazně dále), proto je účelné počítat s **ochrannou zónou v šíři 5 km od hranic zájmových území**. Jelikož se nelze zaměřit na všechny ZCHÚ ve vymezené oblasti, místní orgány ochrany přírody vymezí prioritní zájmová území. Ochranné zóny musí též zahrnovat zastavěné území, kde se mohou vyskytovat zdrojové porosty. Při výskytu pajasanu na soukromých pozemcích je nutné zapojit veřejnost a majitele do monitoringu i opatření k odstranění jedinců pajasanu a případně v návaznosti na čl. 20 nařízení a § 13j odst. 6 ZOPK zajistit výsadbu vhodných dřevin (tam, kde je to z hlediska zachování ekologických funkcí dřevin relevantní a účelné).

### 3.4 Management pajasanu v intravilánu

V intravilánech lidských sídel se pajasan vyskytuje velmi často, a to i mimo oblasti pro tento druh klimaticky vhodné, jelikož mu lidská sídla, působící jako tzv. tepelné ostrovy, poskytují příhodné podmínky. Lze se zde setkat s úmyslně pěstovanými jedinci, převážně se však jedná o jedince, rostoucí na místech, jež bývají mimo dosah běžné údržby, typicky v blízkosti hranic pozemků, v oplocení, u parkovišť, pat zdí, v porostech jiných náletových dřevin nebo na dočasně opuštěných plochách. Z hlediska managementu je v intravilánu nutno uplatnit stratifikovaný přístup.

V rámci zastavěného území je v oblastech s rozsáhlými porosty i v případech izolovaného výskytu potřebné **identifikovat jedince či skupiny stromů, které jsou rizikové z hlediska dalšího šíření**, tj. stromy v okolí silničních komunikací, železnice, vodních toků atp., **a ty postupně odstraňovat**. Z hlediska šíření méně rizikovní jedinci pajasanu však **mohou být tolerováni v zahradách a parcích, pokud plní např. významnou estetickou funkci, a zároveň se nenachází v ochranné zóně prioritních zájmových území** definované v kap. 3.3., nicméně z hlediska omezení šíření je vhodné tolerovat jen samčí jedince. Vždy je však nutné zajistit monitoring případného šíření. V případě rozšíření do okolí je s ohledem na velmi rychlý vývoj pajasanu nezbytné neprodleně aplikovat včasné zásahy k potlačení nových výskytů (kap. 3.2) a v dlouhodobějším horizontu zvážit náhradu pajasanu jinou okrasnou dřevinou. Možnými náhradami mohou být některé původní druhy, či méně problémové exotické druhy. Pro solitérní výsadby v parcích lze pajasan nahradit z exotických

druhů např. dřezovcem trojtrnným (*Gleditsia triacanthos*), který splňuje i požadavek na obdobně specifický vzhled. Dále pak ořešákem černým (*Juglans nigra*), jerlínem japonským (*Sophora japonica*), lapinou jasanolistou (*Pterocaria fraxinifolia*) či některými jasaný. Jerlín a dřezovec se hodí i do ztížených městských podmínek (suché půdy, zadláždění, zasolení apod.). Tam, kde je to možné, je však samozřejmě na místě preferovat dřeviny domácí provenience.

### **Zásady managementu u odstraňovaných jedinců/porostů v sídlech:**

- Prioritně odstranit jednotlivě rostoucí stromy a menší skupinky u nichž je riziko šíření (viz výše) vhodnou mechanicko-chemickou metodou (viz kap. 4.7.5) a zamezit jejich čistě mechanické likvidaci, která by vyprovokovala bujnou vegetativní regeneraci.
- Včas a správně ošetřovat mladé, nově se objevující jedince (např. v záhonech zeleně, při okrajích pozemků, u zdí a plotů...). Vyvarovat se čistě mechanickému odstranění – např. při údržbě pozemků sečením je nutné mladé pajasany z údržby vynechat a ošetřit zvlášť, vhodnou metodou (částečné loupání kmínku s ošetřením herbicidem, postřik apod.).
- V lokalitách s plošně rozáhlými porosty (nádraží, brownfields, opuštěné plochy apod.) prioritně likvidovat jednotlivě rostoucí a plodící jedince a postupně odsranit celý porost. V případě, že je porost odstraňován v rámci výstavby či jiného využití pozemků, jehož součástí je skryvka zeminy včetně vegetace a odvoz mimo dotčené území, je potřebné zajistit bezpečné odstranění a kontrolu případné regenerace na deponiích či místech konečného uložení zeminy.

Specifikem intravilánu jsou komplikované vlastnické a uživatelské vztahy pozemků s výskytem pajasanu. Úspěšný management vyžaduje náročnou komunikaci a koordinaci zásahů s jednotlivými subjekty. Součástí komunikační strategie by měla být osvěta a průběžné školení metod likvidace, prevence apod. Kde je to vhodné a účelné, s ohledem na ekologické funkce dřevin v sídlech, je na místě zajistit po ukončení zásahů (vč. 2–3 letého období následného managementu) výsadbu vhodných dřevin (např. podle Baroš a kol. 2014, Málek a kol. 2012), které nebudou představovat riziko z hlediska rozvoje invazního chování.

### **3.5 Monitoring a mapování**

Popis monitoringu a mapování byl převzat a následně upraven z materiálu „Metodiky mapování a monitoringu invazních (vybraných nepůvodních) druhů“ (Pergl a kol. 2017).

Z důvodů finanční náročnosti je pro tento druh doporučeno přistupovat k monitorngu a mapování stratifikovaně, tj. není potřeba systematické republikové mapování a monitoring (Pergl a kol. 2017). Pro regionální plánování managementu je důležité znát hrubé rozšíření. Toto hrubé mapování však musí být v případě plánování zásahů na lokální úrovni doplněno detailním (viz příklad mapování v CHKO Pálava – Goldman 2006). Nicméně vzhledem k rychlým změnám v rozšíření musí být detailní mapování provedeno méně než cca pět let před samotným zásahem.

Intenzita plošného systematického mapování pro pajasan by měla být optimalizována na základě dostupných finančních prostředků. Tato intenzita odpovídá mapování biotopů. Pro pajasan (a ostatní vybrané nepůvodní druhy) je navíc nutné zmapovat srovnatelné množství lokalit mimo oblast zájmu mapování biotopů (Pergl a kol. 2017). Ideálním podkladem pro výběr lokalit je vrstva mapování biotopů a vrstva KVES (konsolidovaná vrstva

ekosystémů; Hönigová & Chobot 2014). Přístup pro mapování pajasanu v oblastech jeho hojného rozšíření či za podmínek nedostatku prostředků lze omezit na revizi lokalit na úrovni mapovacího čtverce, kdy je ověřena jen jedna lokalita na čtverec a rozšíření ve čtverci řešit až před samotným managementem.

Revize lokalit pocházejících z literatury a herbářů je zvláště důležitá pro regiony, kde pajasan dosud není značně rozšířen či je rozšířen jen regionálně. Nejlepší metodou při mapování (nejen pajasanu) (Pergl a kol. 2017) je použití škrtačního seznamu (determinačního protokolu) v dané lokalitě. Zákres a GPS koordináty monitorovatel vkládá do fotodokumentace plochy, popř. na místo situačního nákresu. Dle charakteru rozšíření mapovatel rozhodne, zda bude zaznamenávat údaje v úrovni čtverců, menších krajinných jednotek či bude zadávat jednotlivé lokality výskytu. Při zaznamenání slovně se popíše charakter lokality a společenstvo.

V porovnání s mapováním biotopů je třeba klást důraz na:

- sledování hraničních biotopů (vliv okrajového efektu a přechodů do jiných biotopů)
  - sledování netypických míst
  - sledování i degradovaných ploch
- a ve výběru nesmí hrát roli:
- dostupnost a identifikovatelnost plochy
  - stav a stabilita biotopu (sukcesní stádium, režim disturbancí)
  - velikost plochy

Je nezbytné, aby struktura dat předávaných MŽP/AOPK ČR respektovala formátování umožňující snadný import dat do Nálezové databáze ochrany přírody (NDOP). Pro zajištění mapování veřejností je prioritou použití aplikace BioLog AOPK ČR. Obdobně je třeba koordinovat sledování výskytu pajasanu např. v lesních porostech ve spolupráci s MZe (ÚHUL) a dalšími.

Je potřebné zajistit rovněž monitoring ploch, na kterých probíhá management a vyhodnocování jeho účinnosti. U těchto lokalit je důležité zaznamenávat typ managementu, časový harmonogram provedených činností, finanční a časovou náročnost a kontaktní osoby. Získaná data budou použita pro aproximaci nákladů na management v jiných lokalitách.

## 4 Podkladová část

### 4.1 Kategorizace v seznamech nepůvodních druhů

Pajasan žláznatý je od roku 2019 zařazen na seznamu invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na EU (tzv. **unijním seznamu**) podle nařízení EP a Rady (EU) č. 1143/2014, o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů (dále též jen „nařízení“). Nařízením jsou stanovena přísná omezení při nakládání s tímto druhem (zákazy držení, pěstování, přepravy nebo uvádění na trh a samozřejmě zákaz uvolňování do životního prostředí) a zároveň povinnost členských států zajistit (dle rozsahu rozšíření druhu) opatření k eradikaci či regulaci rozšíření, která povedou k minimalizaci dopadů na biodiverzitu.

V České republice patří pajasan žláznatý mezi (značně) rozšířené invazní nepůvodní druhy ve smyslu čl. 19 nařízení a § 13h zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, v platném znění (dále jen „ZOPK“) a musí tak být předmětem regulace, která bude přiměřená dopadům druhu. V rámci Černého, šedého a varovného seznamu invazních druhů ČR (Pergl a kol. 2016a,b; odborný nelegislativní podklad pro práci s nepůvodními druhy) je zařazen na tzv. „**Černý seznam**“, do kategorie **BL2**, u které je doporučen stratifikovaný přístup.

### 4.2 Popis druhu

Pajasan žláznatý, *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle (synonyma: *Ailanthus glandulosa*, *Ailanthus peregrina*, *Toxicodendron altissimum*)

Pajasan žláznatý je opadavý listnatý strom vysoký 20-25 m s rovným kmenem a hladkou, šedavou, ve stáří slabě podélně rozbrázděnou borkou. Má řídkou korunu se silnými větvemi a rezavě hnědými lysými letorosty; 30-100 cm dlouhé lichozpeřené listy jsou 5-13 jařmé. Kopinaté lístky mají na bázi žlázku (proto název žláznatý), ze které se v teplém počasí odpařují těkavé látky způsobující nepříjemný zápach po myšíně. Jedná se o dvoudomou dřevinu a samčí jedinci vzhledem k produkci aromatického pylu zapáchají ještě silněji. Kvete od dubna do července, květy vyrůstají v koncových 10-40 cm dlouhých žlutozelených latách. Plodem je křídlatá podlouhlá nažka, která je zpočátku červená, později žlutohnědá a během zimy tmavne.

V našich podmínkách je pajasan žláznatý jediným druhem zastupujícím tropickou a subtropickou čeleď Simaroubaceae (simarubovité). Přestože se v Evropě nevyskytuje žádný původní druh příbuzný pajasanu, lze ho zaměnit za obdobně vypadajícími druhy – domácí jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), nepůvodní škumpu orobincovou (*Rhus hirta*) a ořešák černý (*Juglans nigra*). Obzvláště mladé zplaněné porosty škumpy a pajasanu se na první pohled dají snadno splést. Podobnost s jasanem je nejen v lichozpeřených listech a okřídlených nažkách, ale i stanovištích, které obě dřeviny obsazují (Křivánek 2007). S ořešákem lze pajasan zaměnit kvůli podobným listům a celkovému vzhledu stromu. Při bližším pohledu jsou všechny dřeviny od sebe snadno odlišitelné podle listů i plodů, škumpa navíc na podzim listy barví do červena na rozdíl od jasanu a pajasanu a má zřetelně odlišné plodenství (viz příloha 1).

Původní areál pajasanu se nachází ve východní Číně a severním Vietnamu (Obr. 1; Kowarik & Säumel 2007), kde se vyskytuje v několika poddruzích. Stejně tak existuje i celá řada zahradních kultivarů (Kowarik & Säumel 2007). V oblasti původního areálu byl nedávno nalezen dokonce triploidní jedinec (Kurokochi a kol. 2014).



Obr. 1. Původní areál pajasanu žláznatého s vymezením areálů pro var. *altissima* a var. *sutchuensis* (převzato z Kowarik & Säumel 2007).

Do Evropy byl druh dovezen v roce 1740, do českých zemí se nejspíš dostal až kolem roku 1800, kdy byl vysazen v lesních školkách lednického panství Lichtensteinů. K prvnímu zplanění u nás došlo už v roce 1874.

V současné době je pajasan žláznatý řazen mezi vysoce invazní druhy Evropy (Vilá a kol. 2006; DAISIE 2009; Rodrigues a kol. 2015; Thalmann a kol. 2015; Medina-Villar a kol. 2016; Pergl 2017) a Severní Ameriky (NISIC, USDA 2014). Nepůvodní areál zahrnuje všechny kontinenty s výjimkou Antarktidy (DAISIE 2009; CABI ISC; Obr. 2). Pajasan roste v širokém rozpětí podmínek v mírném až subtropickém pásu (Singh a kol. 1992; Weber 2003; Meloche & Murphy 2006; Kowarik & Säumel 2007). V Evropě se vyskytuje zejména v jižní a střední části, značně rozšířen je zejména ve Středomoří. Severní hranice rozšíření je dána lokálním klimatem, zejména v městských tepelných ostrovech; je udáván i z měst mimo vhodné podmínky (Zurich, Landolt 2001; Varšava, Lodž, Wrocław, Sudnik-Wojcikowska 1998; Babelewski & Czekalsi 2005). Klimatická omezení jsou charakterizována dlouhou a teplou vegetační sezónou s pravidelnými obdobími chladu a srážkami přesahujícími cca 500 mm rok (Kowarik & Säumel 2007). Ve Španělsku je schopen tolerovat dlouhá období sucha (Constán-Nava a kol. 2010).

V České republice ex-post detailní hodnocení upraveným modelem WRA (Weed-risk Assessment, způsob hodnocení rizika sloužící primárně k hodnocení druhu před jeho introdukcí) zařadilo pajasan mezi druhy s velmi vysokým invazním potenciálem, u kterých nelze doporučit případnou introdukci (Křivánek 2006).

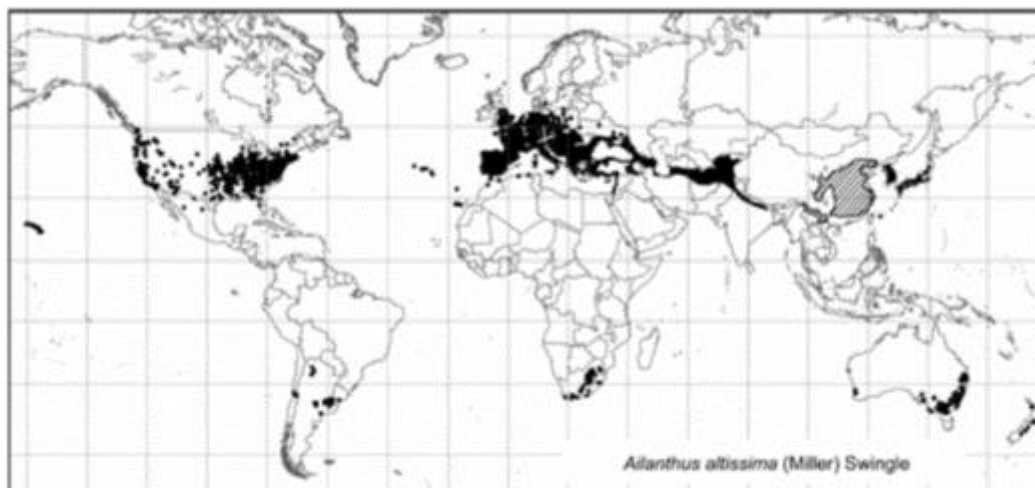


Fig. 1 Distribution of *Ailanthus altissima*. Dotted native range, black secondary range (Kowarik and Säumel 2007)

Obr. 2. Celosvětové rozšíření pajasanu (převzato z Kowarik & Säumel 2007).

### 4.3 Ekologie

Pajasan je rychle rostoucí dvoudomý strom, který plodí již po třech až pěti letech (Kowarik & Säumel 2007). Přestože je schopen šířit se na krátké vzdálenosti pomocí kořenových výmladků, rozmnožuje se a šíří hlavně semeny, která jsou křídlatá a velmi snadno se rozšiřují větrem a vodou. Semena se také velmi dobře šíří větrnými víry za dopravními prostředky (von der Lippe a kol. 2013). Z toho důvodu se pajasan hojně vyskytuje podél liniových struktur v krajině i ve značné vzdálenosti od míst pěstování (Kowarik & Säumel 2006; Kowarik & von der Lippe 2006; von der Lippe a kol. 2013). Údaje o šíření semen větrem udávají pro cca 20 m vysoký strom za mírného větru dosaženou vzdálenost 112–200 m (Kota 2005). Většina semen dopadne do blízkosti mateřské rostliny; cca 75 % semenáčků je ve vzdálenosti do 20 m (Cho & Lee 2002). Neúmyslná introdukce kontaminovanou zemědělskou a lesní technikou není vzhledem k relativně velkým semenům pravděpodobná (Fryer 2010), ale je možná při transportu zeminy. Šíření vodou neovlivňuje negativně klíčivost semen (Kowarik & Säumel 2006, 2008). Semena se vyznačují vysokou klíčivostí, která přesahuje 70 % (Kowarik & Säumel 2007; Cabra-Rivas & Castro-Díez 2016b) a i když nevytváří dlouhodobou semennou banku, semena jsou po jednom roce klíčivá (Cabra-Rivas & Castro-Díez 2016a). Přestože je pajasan druh otevřených stanovišť, je to dlouhověký strom, u kterého i samičí stromy starší 100 let stále produkují semena (Kasson a kol. 2013).

Vegetativní šíření je důležité jen na malé škále, nicméně je velmi významné pro schopnost regenerace po poškození a tvorbu hustých porostů. Pajasan je velmi houževnatý strom, a pokud již má vyvinutý kulový kořen, dosahuje vysoké regenerační schopnosti. Jakékoli poškození (např. mráz, oheň, kácení) indukuje rychlou regeneraci a zmlazení ať již z kořenů, kmene či pařezu (von Bartossagh 1841; Hoshovsky 1988; Bory a kol. 1991; Hunter 2000; Udvardy 2008; Badalmenti & La Mantia 2013). Odnožování z kořenů však mohou vykazovat i nepoškození jedinci (Kowarik 1995; Kowarik & Säumel 2006).

Pajasan je alelopatický druh, který negativně ovlivňuje růst ostatních druhů prostřednictvím toxinu (ailanthon), akumulujícího se v půdě po vylouhování z listů i kořenů (viz kap. 4.6).

#### 4.4 Stanoviště

Pajasan je druh otevřených a z velké míry člověkem ovlivněných stanovišť (Udvardy 2008). Z nich je však schopen invadovat otevřené polopřirozené plochy. Není považován za druh invadující do zastíněných porostů, ale v Severní Americe je znám i z javorových a bukových lesů (Knapp & Canham 2000). V suburbánním prostředí se pajasan vyskytuje podél silnic, železnice a řek, na okrajích zemědělských ploch (např. polí a vinic) a na neudržovaných plochách (Kowarik 1983; Facelli & Pickett 1991; Adolphi 1995; Huebner 2003). Kromě toho je znám také z lužních lesů a břehových porostů, kde profituje ze své schopnosti rychle obsazovat narušená stanoviště. V Jižní Africe invaduje lesní lemy, okraje silnic a řek v relativně chladných a vlhkých oblastech (Henderson 2001).

Těžiště výskytu pajasanu je v intravilánu a jeho okolí, což je dáno jeho záměrným vysazováním, při němž kromě dekorativnosti hrála roli jeho odolnost vůči herbivorům a znečištěnému prostředí a např. i zasoleným půdám (Hegi 1906; Moussalli 1939; Adamik 1955; Buchholz & von Maydell 1965; Singh a kol. 1992). Byl však vysazován i mimo urbánní prostředí jako větrolam, protierozní dřevina na svazích a pro zalesňování výsypek (Witte 1952; Cozzo 1972; Hu 1979; Gutte a kol. 1987; Udvardy 1998; Howard 2004; Křivánek a kol. 2006).

#### 4.5 Charakter rozšíření v ČR

Současný charakter rozšíření pajasanu odpovídá historickým lokalitám, kde byl pěstován a odkud zplaňoval do okolí. Z těchto míst se šíří dál do krajiny. Na území České republiky se vyskytuje roztroušeně a jeho celkové rozšíření není dostatečně zmapováno. Navíc je vzhledem k faktu, že pajasan je druh s velmi rychlým růstem a krátkým obdobím před prvním odpojením, jeho rozšíření velmi dynamické.

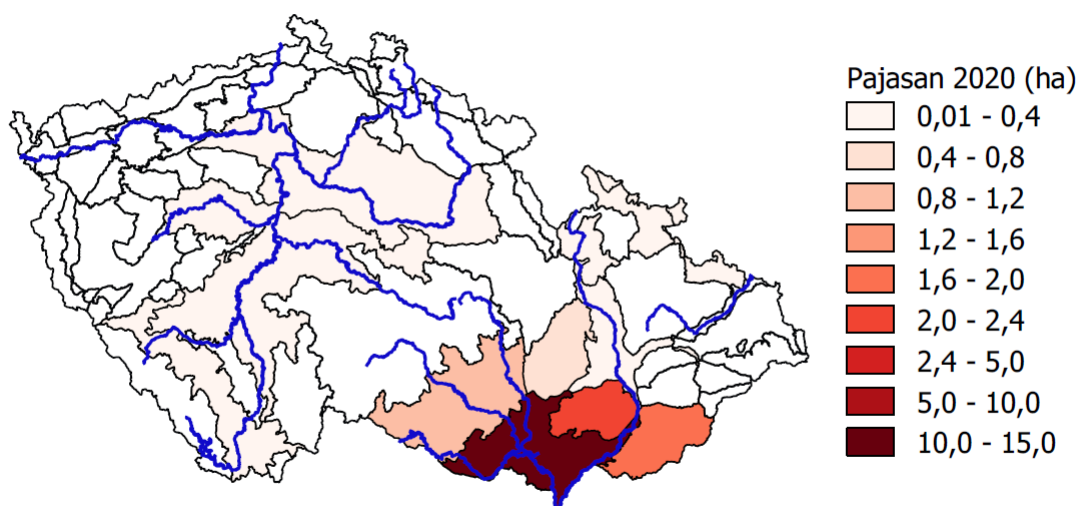
Současná data jsou roztržštěná (okrasné výsadby, lesní oblasti, floristické údaje). Křivánek (2006) jej uvádí v 82 z 823 sledovaných parků. Floristické údaje pajasan udávají v mapovací síti 3'x6' ve 173 polích z celkového počtu 2600 polí (7 %, [www.florabase.cz](http://www.florabase.cz)). Data pro lesní oblasti ČR s vyjádřením porostní plochy ukazují oproti roku 1999 nárůst (tab. 1). Podle lesnických podkladů má pajasan v současné době těžiště výskytu v lesních oblastech: Hornomoravský úval, Jihomoravské úvaly, Středomoravské Karpaty, Dražanská vrchovina a Předhoří Českomoravské vrchoviny (obr. 3). Kromě záznamů z lesních oblastí se vyskytuje hojně na nelesních pozemcích v urbánní krajině a lemech zemědělských ploch zejména v teplých oblastech Čech a Moravy. Jeho rozšíření je dáno výskytem zejména v lidských sídlech a podél koridorů (obr. 4). Zjednodušeně lze říci, že se vyskytuje zejména na J. Moravě (velké problémy působí např. v NP Podyjí) a v teplých oblastech střeďočeského kraje. V těchto oblastech jsou jeho rozsáhlé populace, nicméně rychle se šíří i do chladnějších oblastí mimo velká města a dále od tranzitních koridorů.

Vzhledem ke dvoudomosti pajasanu byly v některých oblastech vysazovány samičí rostliny, které neprodukují alergenní a zápachající pyl. Nicméně tento trend není pozorovatelný všude; např. v Praze je poměr mezi samičími a samčími jedinci téměř 1:1 s cca 1,5 % oboupohlavných stromů (Holec a kol. 2014; Brundu 2017).



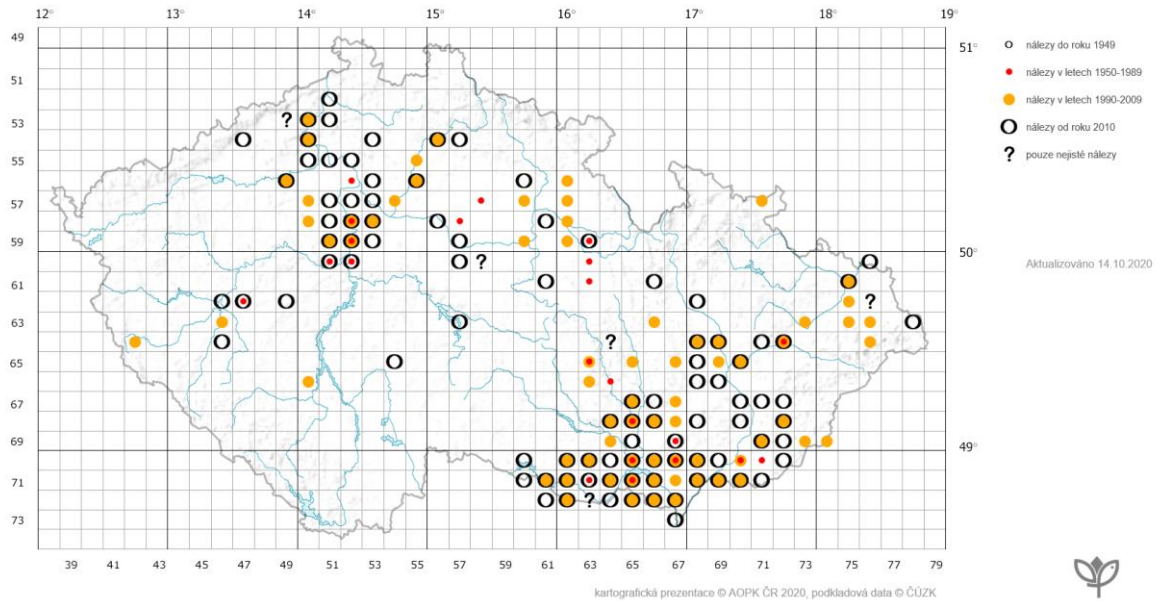
Tab. 1. Zastoupení (ha) pajasanu na lesních pozemcích. V tabulce jsou uvedeny jen PLO, kde byl pajasan zaznamenán. Prezentovaná data – eagri.cz

číslo PLO	PLO	1999	2016	2020
8	Křivoklátsko a Český kras	0	0,06	0,01
10	Středočeská pahorkatina	0		0,03
12	Předhoří Šumavy a Novohradských hor	0	0,01	0,01
17	Polabí	0,06	0,27	0,32
28	Předhoří Hrubého Jeseníku	0	0,09	0
30	Drahanská vrchovina	0,13	0,66	0,44
32	Slezská nížina	0	0	0,01
33	Předhoří Českomoravské vrchoviny	0	0,54	0,81
34	Hornomoravský úval	0	1,06	0,35
35	Jihomoravské úvaly	2,22	8,71	12,14
36	Středomoravské Karpaty	1,04	2,54	2,38
38	Bílé Karpaty a Vizovické vrchy	0	1,81	1,88
41	Hostýnskovsetínské vrchy a Javorníky	3,8	0	0



Obr. 3. Zastoupení pajasanu v lesních porostech. Data jsou uvedena v hektarech pro jednotlivé PLO (stav z údajů pro rok 2020, osobní sdělení P. Pumpr, ÚHÚL).

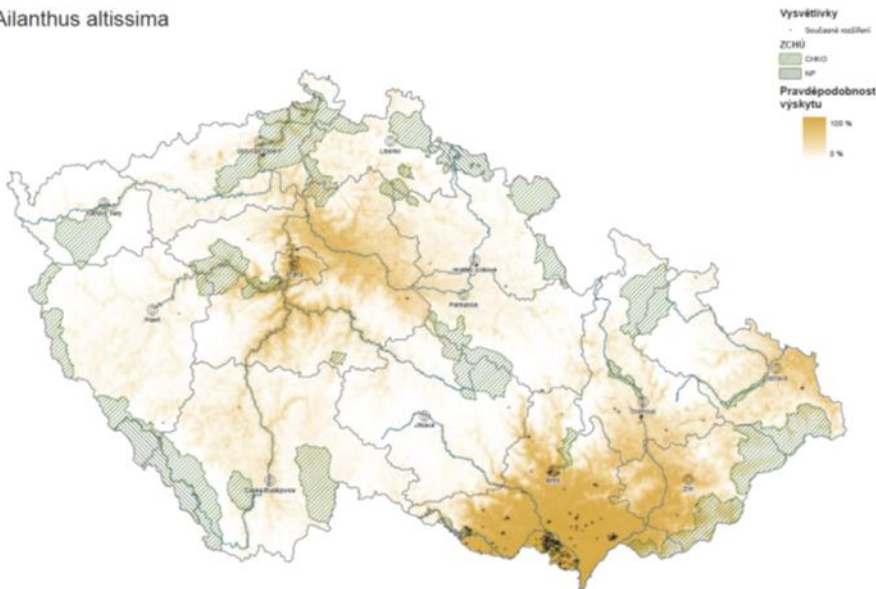
Výskyt druhu *Ailanthus altissima* podle záznamů v ND OP



Obr. 4. Rozšíření pajasanu dle nálezné databáze AOPK ČR (stav k 10/2020).

Predikce rozšíření pajasanu z roku 2010 založená na historických výskytech a zejména na klimatických podmínkách v ČR identifikovala ohniska na Jižní Moravě, ve středočeském kraji a na severní Moravě (obr. 5).

*Ailanthus altissima*



Obr. 5. Predikce rozšíření pajasanu na území ČR dle výsledků projektu SPII2d1/37/07.

## 4.6 Impakt a náklady na management

Pajasan má negativní dopad jak na přírodu, tak i na lidské aktivity. Nejvíce dokumentovaných záznamů o jeho impaktu pochází z Evropy, nicméně jsou dostupné studie i ze Severní Ameriky (NISIC, USDA 2014; Meloche & Murphy 2006; <https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/ailalt/all.html>). Invaduje v mnoha ochranně cenných územích a je správcí těchto území považován za jeden z nejproblematictějších druhů (Constán-Nava a kol. 2010; Pyšek a kol. 2013). Pajasan ohrožuje stanoviště uvedená ve Směrnici Rady č. 92/43 EHS o ochraně přírodních stanovišť (Erdős a kol. 2005).

Impakt pajasanu na biodiverzitu je zdokumentovaný jak pro rostlinné, tak i pro bezobratlé druhy. Negativní impakt se zejména projevuje v druhově bohatých lokalitách chráněných území (Itálie: Casella 2011; Casella & Vurro 2013; Řecko: Fotiadis a kol. 2011). Výskyt pajasanu v urbánním prostředí je často přehlížen, a proto je jeho impakt v těchto místech jen velmi vzácně dokumentovaný. Pajasan narušuje stavby a dopravní infrastrukturu vlivem prorůstání kořenů, dochází ke zvýšeným nákladům na údržbu zeleně s nálety pajasnu atp., zarůstání a narušování zpevněných ploch a zdí (Derrick & Darley 1994; Ballero a kol. 2003; Celesti-Grappo & Blasi 2004; Luz-Lezcano Caceres & Gerold 2009; Bennett a kol. 2013; Burrows & Tyrl 2013; Majd a kol. 2013).

Pajasan je druhem, který má zejména v urbánním prostředí nezanedbatelné zdravotní dopady; listy a květy pajasanu způsobují dermatitidu a produkovaný pyl je alergenní (Boer 2012). Např. studie na Sardinii ukázala, že z 54 sledovaných pacientů s alergií bylo deset, u kterých byl spouštěčem prokazatelně pyl pajasanu.

Kromě bezlesí pajasan invaduje také lesní světliny (Knapp & Canham 2000), křovitou vegetaci, časná sukcesní stadia lesa a pobřežní vegetaci (DAISIE 2009). Pajasan negativně ovlivňuje: (i) diverzitu společenstev na rozličných stanovištích (nahrazení druhů) v důsledku přeměny otevřených lučních a stepních lokalit na křovinaté a husté nízké lesy (Francie: Motard a kol. 2011; Bulharsko: Kožuharova a kol. 2014), (ii) rozšíření vzácných a endemických druhů vázaných na otevřená stanoviště (Bulharsko: Grozeva 2005; Uzunov a kol. 2012; Vladimirov 2013) a (iii) půdní ekosystém: aktivitu mikroorganismů, mykorhizu a půdní bezobratlé (Španělsko: Arbea & Jordana 1988; Vila a kol. 2006; Gutiérrez-López a kol. 2014; Medina-Villar a kol. 2016; Francie: Motard a kol. 2015; Maďarsko: Udvardy 2008).

Pajasan je alelopatický druh, jehož toxiny se akumulují v půdě a posléze negativně ovlivňují růst ostatních druhů (Constán-Nava a kol. 2015). Alelopatické schopnosti pajasanu byly ověřeny na širokém spektru druhů (Mergen 1959; Heisey 1990, 1996; Lin a kol. 1995; Pedersini a kol. 2011). Změny půdního prostředí jsou dány zejména zvýšením dostupnosti živin a změnami rychlosti koloběhu živin (Gómez-Aparicio & Canham 2008) a opadu (Pinto a kol. 1997; Motard a kol. 2015). Vliv pajasanu na dostupnost dusíku je minimální (Castro-Díez a kol. 2009, 2012; González-Muñoz a kol. 2013). Dostupné studie ukazují na značnou variabilitu v impaktu pajasanu, což komplikuje extrapolaci získaných znalostí.

Celkové odhady nákladů spojených s invazí pajasanu nejsou v Evropě dostupné, nicméně jsou dostupné případové studie vyčísľující náklady na likvidaci či přímo odhad škod z některých oblastí. V Hessensku (Německo) se odhadované škody způsobené pajasanem pohybují ve výši 5 mil. eur za rok (Luz-Lezcano Caceres & Gerold 2009). Odhad nákladů na likvidaci malé plochy v oblasti jižního Španělska (Sevilla) se pohybují okolo 160 tis. eur (Elias David Dana Sanchez, osobní sdělení). Pokud by mělo být přikročeno k plošné eradikaci, pak jsou odhadované náklady ve výši několika milionů eur. Přesné odhady dosud nejsou k dispozici z důvodu, že druh je často přehlížen a jeho likvidace není prováděna důsledně.

Vyčíslení nákladů invaze pajasanu v ČR není k dispozici. Při ocenění nákladů likvidace lze vycházet z podkladů AOPK ČR a MŽP pro ceny managementu (náklady obvyklých opatření MŽP [https://www.mzp.cz/cz/naklady\\_obvyklych\\_opatreni\\_mzp](https://www.mzp.cz/cz/naklady_obvyklych_opatreni_mzp)).

Dle údajů z NP Podyjí lze za hodinu při práci jednoho pracovníka ošetřit (vyvrátit a aplikovat herbicid) cca 20-30 vzrostlých stromů a 50-100 tenkých jedinců. Při plánování je potřeba zohlednit čas na přípravu (pomůcky, herbicid) a úklid po skončení práce (omytí pomůcek, uložení herbicidu atd.). Je důležité, aby byl management dostatečně zaplacen tak, aby pracovníci nespěchali a zásah prováděli pečlivě, raději než na výkon. Pokud je to možné, je výhodnější pracovat ve dvojicích, kdy jeden pracovník provádí mechanický management a druhý aplikuje herbicid.

#### **4.6.1 Přínosy pěstování pajasanu žláznatého**

Pajasan byl ze svého původního areálu introdukován jako okrasná dřevina (Jovković 1950; Feret 1985; Hoshovsky 1988; Kowarik & Säumel 2007). V současné době není pajasan v ČR významně využíván. Z jiných zemí je nicméně známo jeho využití různými skupinami zahrnujícími včelaře, zemědělce, lesníky, krajiné inženýry a také chemický a lékařský průmysl (Kundu & Laskar 2010; Sladonja a kol. 2015). V urbánním prostředí bývá využívána schopnost pajasanu rychle růst (izolační zeď atp.), tolerovat náročné prostředí měst (sucho, chudé půdy, znečištění) a dobře odolávat poškození (Witte 1952; Plass 1975; Gutte a kol. 1987; Sladonja a kol. 2015). Dřevo pajasanu se používá spíše jako palivového a v papírenství (Gill 2004; VDOF 2009; Barclay 2013; Baptista a kol. 2014). Rychlý růst a tolerance k nepříznivým podmínkám řadí pajasan také mezi druhy využívané v obnově zdevastovaných lokalit, při výsadbě ochranných zelených pásů a větrolamů (Jovković 1950; Chokkalingam a kol. 2006; Kowarik & Säumel 2007). Ve světě je pajasan používán jako půdoochranná a protierozní dřevina na svazích (Kowarik & Säumel 2007). V chemickém průmyslu slouží pajasan jako zdroj bioaktivních obsahových látek, které jsou využívány v medicíně, potravinářství a pro vývoj herbicidů a insekticidů (Heisey 1996, 1997; Tsao a kol. 2002; De Feo a kol. 2009; Albouchi a kol. 2013). Pajasan je též využíván jako zdroj potravy pro housenky v textilním průmyslu (produkce hedvábí) a pylu pro včelařství (Hu 1979; Dalby 2000; Kowarik & Säumel 2007; Udvardy 2008). Okrajově byl pajasan též využíván pro krmení dobytka (Feret 1985; Baptista a kol. 2014). Kompletní souhrn využití pajasanu a jeho socioekonomické přínosy jsou uvedeny v práci Sladonja a kol. (2015). V řadě případů však uvedené způsoby využití vedly ke vzniku populací, které se staly základem pro šíření druhu a rozvoj jeho invaze, která je následně (nyní) obtížně potlačována.

V České republice není pajasan v lesnictví významně využíván; dřevo pajasanu je používáno okrajově jako topivo, stavební dříví a v papírenství (Křivánek 2006). V okrasném zahradnictví je využíván jako solitéra, ve skupinách, alejích a pro ozelenění zpevněných ploch (Křivánek 2006). Z výsadeb a tolerovaných výskyků hojně zplaňuje a stává se relativně rychle, jak bylo výše naznačeno, problémovým druhem (Gutte a kol. 1987; Kim a kol. 2004; Kowarik & Säumel 2007).

## 4.7 Přístupy k managementu

Souhrn přístupů k managementu pajasanu a zhodnocení nákladů byl proveden v rámci přípravy podkladů pro EK EU v projektu koordinovaném IUCN (Brundu 2017). Management pajasanu je obsažen ve Standardu péče o přírodu a krajinu, vydaném AOPK: Likvidace vybraných invazních druhů rostlin (vč. následné péče o lokality) (Pergl a kol. 2016c). Regulace pajasanu je také součástí dlouhodobého managementu CHKO Pálava (Foltýn, osobní sdělení) a NP Podyjí, jejichž poznatky jsou obsahem dalšího textu, není-li citováno jinak.

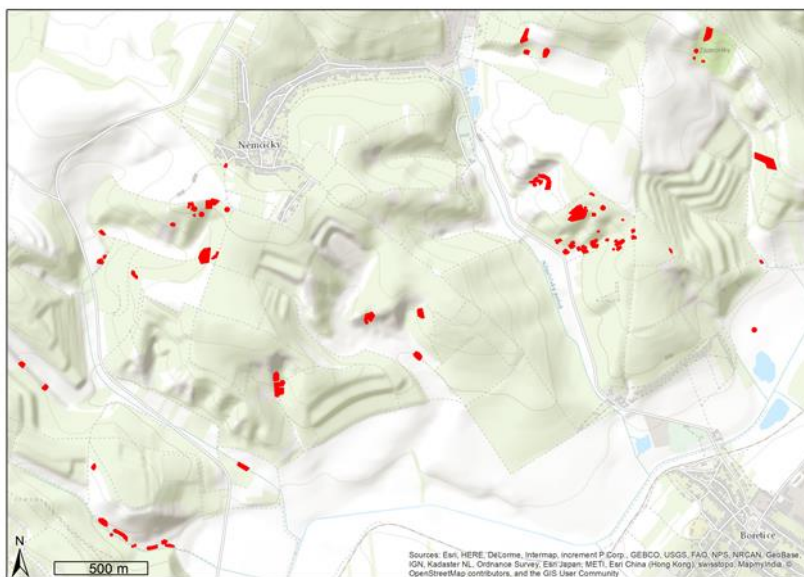
Ze srovnatelné klimatické oblasti pro ČR lze dále vycházet z poznatků o managementu pajasanu na Slovensku (ŠOP SR 2020, LIFE projekt; Šeffero­vá Stanová & Plassman Čierna 2011; Chrenková a kol. 2014). Komplexní přehled experimentálních i v praxi osvědčených metod na území Maďarska lze najít v práci Csiszár & Korda (2017). Účinné metody byly vyvíjeny také na americkém kontinentě (např. Burch & Zedaker 2003; DiTomaso & Kyser 2007).

### 4.7.1 Identifikace, monitoring

Pajasan je možno neznalou osobou zaměnit s jinými druhy (viz příloha 1). Nicméně podle plodů, charakteristických listových jizev a letorostů je dobře odlišitelný. V případě regulačních opatření zahrnujících kontrolu importu a obchodu jsou semena i živé rostliny snadno identifikovatelné.

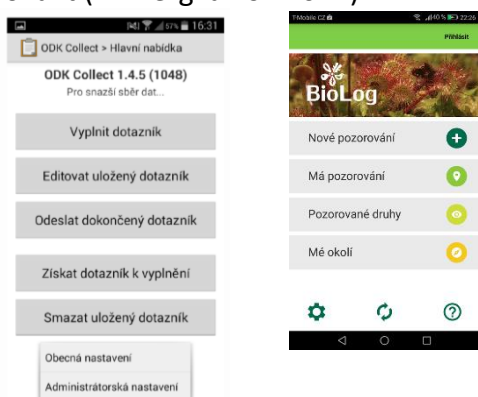
Včasná identifikace je klíčová pro prevenci šíření pajasanu na dosud neobsazené plochy. Vzhledem k velmi rychlému růstu je třeba většinu preventivních zásahů (např. likvidace semenáčků) provádět bez otálení. Nicméně je důležité podchytit dynamiku šíření; viz metodiky monitoringu a mapování (Pergl a kol. 2017). Pozornost je třeba věnovat zejména okrajům silnic a železnice a okrajům urbanizovaného prostoru v okolí (cca 2 km) známých výskytů pajasanu (Brundu 2017). Pajasan velmi často kolonizuje nové lokality v blízkosti již existujících porostů.

V místech, kde lze očekávat výskyt pajasanu, lze k včasnému odhalení výskytu vzrostlých jedinců použít data z dálkového průzkumu (UAV, letecké fotografie). Použití leteckých snímků na identifikaci rozšíření pajasanu je možné, nicméně je využitelné jen v krátkém časovém období, kdy lze jedince pajasanu rozeznat (Müllerová a kol. 2017; obr 6). Navíc se pomocí leteckých snímků bezpečně rozeznají jen „velcí“ jedinci či husté porosty. Použití leteckých snímků je tedy vhodné pro zjištění rámcového rozšíření pajasanu z oblasti, o které je známo, že již je invadovaná. Pro včasné zjištění výskytu (např. lokalizace jednotlivých semenáčků) je naopak potřeba použít tradiční metody (běžný terénní průzkum). Pro použití leteckých snímků je nutnou podmínkou předchozí hrubý terénní průzkum či údaje o výskytu (např. prostřednictvím mapování Natura 2000). Odhad nákladů na pořízení satelitních snímků se pohybuje mezi 20 euro (satelit Plejad) až 30 euro/snímek (satelit WorldView-2) (Müllerová, osobní info).



Obr. 6. Data o lokálním rozšíření pajasanu v okolí obce Němčičky, okres Břeclav, Jihomoravský kraj. Data pochází z projektu Mapování invazních rostlin UAV (TAČR).

Pro včasné varování je vhodné získat informace z dalších mapovacích projektů (Natura 2000) a zejména zapojení veřejnosti (např. aplikace Biolog – propojeno s Nálezovou databází AOPK ČR, biolib.cz, invaznirostliny.cz, obr 7). Prioritou pro včasné odhalení umožňující rychlou eradikaci je využití kombinace systematického mapování (např. NATURA 2000, ÚKZÚZ, ÚHÚL), inventarizačních průzkumů a tzv. „citizen science“ k identifikaci nových lokalit (viz Pergl a kol. 2017).



Obr. 7. Titulní screenshoty z aplikací Biolog (AOPK ČR) a ODKcollect (<http://www.invaznirostliny.cz/>).

Monitoring výskytu a mapování rozšíření pajasanu odpovídá doporučením pro skupinu terestrických rostlin s výrazným dopadem, které mají být mapované a monitorované vždy (Pergl a kol. 2017). Jedná se o druh pro ČR prioritní. Z důvodů finanční náročnosti je pro tento druh doporučeno přistupovat k monitoringu a mapování stratifikovaně, tj. není potřeba systematické republikové mapování a monitoring. Pro regionální plánování managementu je tedy důležité znát hrubé rozšíření. Toto hrubé mapování však musí být v případě plánování zásahů na lokální úrovni doplněno detailním mapováním.

Dle NOO MŽP je stanovena hektarová sazba na monitoring takto:

Zjišťování výskytu invazních druhů Kč/ha 500,00

plocha [ha] = plocha inventarizace

\* Součástí výstupu je zpracování výsledků s přesným záznamem výskytu v NDOP

#### 4.7.2 Prevence opětovného zavlečení

Jedná se o druh, který je v Evropě široce rozšířen (DAISIE, 2009). Proto je pro invazi důležitějším zdrojem neúmyslné šíření z již invadovaných ploch než opětovné zavlečení z oblasti původu, ať záměrné nebo neúmyslné.

Semena se mohou dobře šířit podél komunikací. Jedním z předpokládaných vektorů je rozšiřování vzdušnými víry za dopravními prostředky (auty, vlaky) (Merriam 2003; von der Lippe a kol. 2013). Vodou se semena mohou šířit nejméně 20 dní a mohou urazit cca 1200 m za 3 hodiny v závislosti na rychlosti proudu (Kowarik & Säumel 2008). Šíření vodou je také vhodné pro úlomky větví a kořenů, které mohou zakořenit i po 3–10 dnech ve vodě.

Pro implementaci preventivních opatření nejsou k dispozici žádné informace o nákladech, nicméně žádné další náklady kromě nákladů na informační kampaně nepředpokládáme. V současnosti existují dobrovolné nástroje (tzv. Codes of conduct), které navrhují způsoby využití nepůvodních druhů v zahradnictví a lesnictví. V České republice však nejsou tato doporučení pro pěstování a krajinářské využití široce rozšířená.

Disturbované (narušené) plochy (lesní paseky, brownfields, opuštěná pole) jsou vhodnými stanovišti pro invazi (Kota a kol. 2007). Proto je třeba zvláště těmto typům stanovišť v okolí (až 2 km) porostů pajasanu či po jeho potlačení věnovat pozornost.

#### 4.7.3 Zákaz obchodování a nakládání

Pajasan žláznatý je zařazen na seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na EU (tzv. unijní seznam) podle nařízení EP a Rady (EU) č. 1143/2014, o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů (dále též jen „nařízení“), a proto pro něj platí podmínky článku 7 nařízení o IAS EU, kde je **zakázáno obchodování a jeho pěstování a rozšiřování**. Pajasan je široce rozšířen ve střední a jižní Evropě a jeho rozšíření odpovídá lidské činnosti (Pergl 2017). Z hlediska dynamiky rozšíření a výskytu je důležité **dodržovat přísně zákaz nových výsadeb**, neboť pajasan je schopen snadno kolonizovat nové lokality v okolí. Stávající výskytu v intravilánu lze v některých případech (kulturně aj. významných) tolerovat, nicméně z hlediska omezení šíření je vhodné tolerovat jen samčí jedince. Dle návrhu v těchto zásadách regulace je klíčové u těchto vybraných výskytů v intravilánu monitorovat okolí a zajistit zásah, pokud by došlo k rozšíření. Takovéto výskytu naopak nelze tolerovat v rizikových oblastech, odkud by docházelo k dalšímu šíření, anebo tam, kde by docházelo k významným dopadům na biodiverzitu území.

#### 4.7.4 Práce s veřejností

Podmínky nařízení je třeba podporovat zvyšováním povědomí o následcích invaze pajasanu u veřejnosti. Soukromým vlastníkům pozemků a firmám by mělo být kromě osvěty poskytnuto i metodické poradenství (např. formou školení a seminářů).

Jako dřeviny výrazně měnící prostředí je pajasan spolu s akátem cílem mnoha eradikačních kampaní a projektů. (např. [http://ec.europa.eu/environment/life/publications/lifepublications/lifefocus/documents/life\\_ias.pdf](http://ec.europa.eu/environment/life/publications/lifepublications/lifefocus/documents/life_ias.pdf)). Dále je cílovým druhem mnoha projektů nevládních organizací a orgánů ochrany přírody. Na místech, kde lze



po provedení zásahu očekávat negativní reakce veřejnosti, je nutné umístit informační tabule, kde bude důvod zásahu a postup managementu jasně vysvětlen.

Vzhledem k reaktivně snadné identifikaci pajasanu je vhodné zapojit veřejnost do sledování výskytu pajasanu a použít pro záznam údajů aplikaci BioLog (AOPK ČR). Pro takovéto zapojení veřejnosti (tzv. citizen science“) je potřebné poskytnout dostatečnou podporu a informační kampaň.

#### 4.7.5 Typy managementových zásahů

Na základě dosavadních zkušeností lze říci, že čistě mechanické metody likvidace (kácení, kroužkování, vykopávání, sečení, mulčování apod.) nelze samostatně použít, protože vedou k regeneraci a bohatému vegetativnímu zmlazení pajasanu, způsobujícímu zahušťování a rozšiřování ohniska do šířky i o více než metr za rok. Z tohoto důvodu je např. na Slovensku prosté kácení pajasanu zakázáno (ŠOP SR 2020). **Nutnou podmínkou úspěšné regulace pajasanu je proto použití herbicidů.** Z dostupných zdrojů je zřejmé, že jediným účinným postupem je kombinace mechanického poranění a aplikace herbicidu (Constán-Nava a kol. 2010; Brundu 2017).

V praxi se nejlépe osvědčila kombinace mechanicko-chemických metod spočívající v **injektáži herbicidu přímo do kmene** pajasanu (do otvorů či záseků) **nebo na ránu po sloupnutí kůry** u mladých jedinců. Souborně se tyto techniky označují jako metody cílené aplikace (Stejskal 2020). Na Slovensku je injektáž jako hlavní metoda likvidace pajasanu stanovena vyhláškou č. 24/2003 Sb., která obsahuje i popis provedení. **Metody vyžadují následné ponechání ošetřených stromů ke spontánnímu odumření.** Metody cílené aplikace lze použít i v cenném přírodním prostředí, např. ve zvláště chráněných územích. Jejich hlavní výhodou je, kromě šetrnosti vůči okolí, vysoká účinnost. Naprostá většina jedinců odumírá po jediné aplikaci, aniž by docházelo k produkci výmladků. Herbicid je rostlinou postupně rozveden do všech částí, včetně kořene, dřevina začne chřadnout a kompletně odumírá. Mimo metody cílené aplikace se často provádí také **postřik výmladků na list**, který je sice účinný, ale přináší riziko poškození okolní vegetace. Nejméně vhodnou metodou (a tedy využitelnou jen v případě, kdy nelze postupovat jinak) je **kácení s bezprostředním zátěrem pařezů herbicidem**, jež má oproti injektážím sníženou účinnost a vede k tvorbě kořenových výmladků. Kácení nebo jiné zásahy bez aplikace herbicidu musí být, jak je výše uvedeno, vyloučeny.

Kromě výše zmíněných metod existuje i biokontrola prostřednictvím patogenních hub (*Verticillium dahliae* a *Fusarium oxysporum*) (Swearingen & Pannil 2005; Ding a kol. 2006; Harris a kol. 2013). V Rakousku byl dokonce zaregistrován první komerční produkt umožňující naočkování pajasanu těmito houbami s vysokou účinností (Halmschlager & Maschek 2019).

Pro úplnost lze uvést ještě metody založené na vypalování a pasení (Hoshovsky 1988; Hunter 2000; Harris a kol. 2013; Brundu 2017), zmíněné v materiálu IUCN o metodikách eradikace a potlačování pajasanu. Vypalování však s ohledem na regenerační schopnost druhu a vzházení semenáčků pajasanu nelze doporučit (Gurthrie a kol. 2016). Stejně tak nelze doporučit ani pastvu, přestože dle literárních zdrojů jsou listy a kůra pajasanu pro skot, ovce a kozy požitelné (ne však prioritně vyhledávané) a v případě velkého tlaku pasených zvířat jsou požírány i výhonky (Brundu 2017; USDA 2017), a to zejména vzhledem k nižšímu pastevnímu tlaku ve středoevropských podmínkách a odlišnému charakteru pastvin než v jihoevropských státech. Jako doplňkovou metodu lze podle některých zdrojů využít i umělé zastínění podrostu (USDA 2017; Foltýn, osobní sdělení).



#### 4.7.5.1 *Popis vybraných metod*

##### Injektáž dospělých stromů

Jde o metodu zaměřenou na ošetření středně silných a vzrostlých stromů. Nejvhodnější je injektáž herbicidu do otvorů vyvrtaných vrtačkou. Otvory hluboké cca 3-5 cm (dle velikosti stromu) se vrtají šikmo pod úhlem cca 45° rovnoměrně po celém obvodu kmene ve vzdálenosti cca 5 cm od sebe, ve výšce umožňující pohodlné provedení. Pokud jde o trsy více kmenů, je zapotřebí navrtat každý kmen zvlášť po celém obvodu. Kromě stromů lze analogicky vrtat i živé, obrůstající pařezy. Do vytvořených otvorů se okamžitě injektuje herbicid. K injektáži se hodí laboratorní stříčka, ruční postřikovač nebo veterinární očkovací automat, při ošetřování malého počtu jedinců postačí injekční stříkačka.

Možnou alternativou vrtání je aplikace herbicidu do záseků vytvořených mačetou nebo sekerou. Účinnost této metody je oproti vrtání nižší, ale provedení je rychlejší a postačí jednodušší vybavení. Záseky lze využít zejména k ošetření tenčích stromů (o průměru kmene asi 3-7 cm), do kterých by se obtížně vrtaly otvory. Opět platí, že je potřeba záseky rovnoměrně pokrýt celý obvod kmene a mezi záseky ponechat mezery. U tenkých stromů děláme záseky v různých výškách kmínku, opět po celém obvodu.

Z hlediska termínu provedení je nejlépe injektáž provádět koncem léta (srpen–září), kdy rostlinná pletiva táhnou živiny spolu s herbicidem do kořenů a tím se výrazně eliminuje následná pařezová i kořenová výmladnost. Nevhodné je naopak samozřejmě období vegetačního klidu, kdy nedochází k rozvedení herbicidu a taková aplikace je tedy zcela neefektivní (viz též 4.7.5.2).

**Tento přístup je vzhledem k nejvyšší účinnosti doporučován jako základní, a to pro všechny plánované zásahy do vzrostlých porostů pajasanu.**

Hospodářské zásahy v lesích (obnovní nebo výchovné) je nutné plánovat tak, aby jim injektáž pajasanů herbicidem předcházela v samostatném kroku, optimálně jednu vegetační sezonu před fyzickým provedením samotné obnovy porostu či výchovných zásahů. Stejný dvoufázový postup je nutné přijmout a dodržovat při plánované údržbě výšky lesních porostů v ochranných pásmech elektrovedů na pozemcích určených k plnění funkcí lesů, v ochranných pásmech dalších energovodů (plynovod, ropovod) a liniových dopravních staveb, železniční tratě, silniční komunikace (silnice, dálnice).

Metoda je vzhledem k doporučené koncentraci herbicidu určena pouze pro profesionální nasazení (specializované firmy). Podrobnosti k provedení této metody jsou uvedeny v publikaci Stejskal 2021d. **Tato metoda by měla být považována za hlavní z hlediska poskytování případných finančních podpor na regulaci pajasanu**, neboť je u ní velice dobře kontrolovatelný a průkazný efekt regulačního zásahu a díky tomu lze posoudit rentabilitu vynaložených finančních prostředků u každého zásahu.

*Poznámka:* Ve světě je používána také aplikace kapslí s herbicidem pomocí speciální tyče označované E-Z-Ject® lance (viz např. Lewis 2007, Bowker & Stringer 2011). Bohužel tato metoda vykazuje velmi nekonzistentní výsledky, a proto ji nelze doporučit. Nevýhodou je také obtížná práce v hustých porostech a zejména vysoké provozní náklady.

### Ošetření mladých jedinců částečným loupáním kůry s následnou aplikací herbicidu

Jde o metodu zaměřenou na ošetření tenkých jedinců do tloušťky kmínku asi 1–3 cm a výšky asi 1–1,5 m. Metoda se hodí na jednotlivě rostoucí stromky nebo ohniska malé hustoty, řádově do desítek až malých stovek jedinců. Pomocí nože se sloupne kůra při bázi kmínku v délce asi 20–25 cm. Pruh sloupnuté, resp. seškrábnuté kůry by měl zaujímat přibližně 60 % obvodu kmínku. U silnějších jedinců o tloušťce asi 2–3 cm je vhodné sloupnout jeden pruh kůry u báze kmínku, a ještě druhý o něco výše, avšak na protější straně obvodu kmene. Nesmí však dojít ke sloupnutí kůry po celém obvodu – kompletní okroužkování by sice způsobilo odumření nadzemní části, ale zastavilo by tok látek v rostlině, herbicid by nestihl doputovat do kořenů a docházelo by k regeneraci. U trsů více výmladků je nutné ošetřit zvláště každého jedince. Vzniklé poranění je nutné okamžitě potříť hebicidem, nejlépe pomocí středně širokého štětce. U velmi tenkých, dosud nedřevnatých výmladků lze obvod kmínku rovnou potříť herbicidem bez předchozího loupání. Ošetření jednoho stromku trvá jen několik vteřin a za hodinu lze ošetřit až 100 jedinců.

Termínově je, s ohledem na účinné omezení kořenové výmladnosti, nejvhodnější zásah provádět rovněž na konci léta (srpen–září).

Metoda je vzhledem k doporučené koncentraci herbicidu (opět) určena pouze pro profesionální nasazení (specializované firmy). Podrobnosti k provedení viz Stejskal 2021a, 2021c. V případě neprofesionálních zásahů proti mladým jedincům dochází k podcenění regeneračních schopností pajasanu v raných fázích vývoje a tím i aplikaci nevhodných metod (výřez, posečení).

*Poznámka:* V zahraničí se používá vysoce efektivní nátěr (postřik) herbicidu na bázi kmene jedinců až do tloušťky asi 5 cm bez předchozího loupání kůry (např. DiTomaso & Kyser 2007). Jde o několik druhů herbicidů ve směsi s oleji, které nejsou v ČR ani EU registrovány, a proto je nelze použít.

### Ošetření mladých jedinců postřikem na list

Jde o metodu zaměřenou na ošetření tenkých jedinců do tloušťky kmínku asi 1-3 cm a výšky asi 1-1,5 m. Tato metoda primárně slouží k ošetření ohnisek vysoké hustoty (pařezové a kořenové výmladnosti – výhonků, polykormonů, vlků), kde by částečné loupání kůry bylo neúměrně pracné. Jde často o jedinou možnost např. na lokalitách, kde došlo k neodbornému pokácení dospělých stromů bez použití herbicidu a následnému nárůstu hustých porostů výmladků.

Postřik plně vyvinutých a nepoškozených rostlin provádíme pomocí ručního nebo zádového postřikovače se snahou o rovnoměrné zvlhčení celých rostlin, nejpve v červnu/červenci a dle potřeby ještě v září.

Pokud v porostu vyčnívají vzrostlejší jedinci, je vhodnější je ošetřit jednou z výše uvedených metod. Nevýhodou postřiku na list je fakt, že herbicid zasáhne i okolí ošetřovaných rostlin a vzniklý holý povrch je náchylný ke znovuosídlení nežádoucími druhy, včetně pajasanu. Po ošetření je nutné nechat rostliny zaschnout a odstranit teprve následující sezónu. K usnadnění obnovy vegetace a omezení regenerace pajasanu je vhodná ošetřené místo oset travino-bylinnou směsí a zajistit pravidelnou údržbu pozemku.

Tato metoda je vhodná k nápravě důsledků starších, mechanických zásahů, kde došlo k zahuštění porostu. Metodu je možné použít jak u profesionálních, tak amatérských subjektů (dostupné herbicidy a koncentrace [https://eagri.cz/public/app/srs\\_pub/fytoportal/public/#rlp|prip|taxonomy](https://eagri.cz/public/app/srs_pub/fytoportal/public/#rlp|prip|taxonomy)). Tato metoda by měla být považována za okrajovou z hlediska

poskytování případných finančních podpor z veřejných prostředků na regulaci pajasanu, neboť její efektivita je obtížněji kontrolovatelná.

### Kácení se zátěrem řezné plochy

Pokud nelze z jakéhokoli důvodu použít ani jednu z výše uvedených metod, které předpokládají ponechání stromů k pozvolnému odumření nastojato, provádíme alespoň zátěr pařezů po kácení herbicidem. U malých jedinců zatíráme celé pařízky, u silných jen obvodovou část pařezů. Důležité je provést nátěr bezprostředně po kácení, na čerstvou nezavadlou ránu.

Kácení a aplikace herbicidu by i v těchto případech měla probíhat nejlépe koncem léta (srpen - září), kdy je nejvyšší pravděpodobnost omezení následně výmladnosti (kterou ale u této metody nelze zcela vyloučit). Kácení a použití herbicidu v zimním období, resp. mimo vegetační sezónu, je z hlediska regulace pajasanu zcela neúčinné a nevhodné.

Oproti injektážím je ale nutné počítat s tím, že herbicid nepronikne do horizontálních kořenů v celém rozsahu, a proto dochází k tvorbě kořenových výmladků různé hustoty. Ty je nutné průběžně ošetřovat aplikací na list nebo částečným loupáním kůry (dle hustoty porostu). V případě kácení plodných samičích jedinců je po zásahu vhodné shrabat uvolněná semena a material spálit.

Metoda je vzhledem k doporučené koncentraci herbicidu určena pouze pro profesionální nasazení (specializované firmy). Tento způsob regulace by však neměl být předmětem finanční podpory z veřejných prostředků (pokud nepůjde o výjimečné případy, kdy nebude možné využít jinou z metod).

*Poznámka:* Pokud nelze stromy ponechat k odumření nastojato, je vhodné namísto kácení se zátěrem řezné plochy stromy nejprve ošetřit injektáží a pokácet ihned po absorpci herbicidu (opadu listů), tj. 1-2 měsíce od aplikace. Tímto způsobem lze výrazně snížit počet kořenových výmladků.

### Vytrhávání semenáčů

U semenáčů pajasanu s dosud nevytvořeným křivým kořenem je možnost ručního vytrhávání (Brundu 2017). S ohledem na semennou banku je třeba po několik let vytrhávání několikrát ročně opakovat, protože perzistence pajasanu v semenné bance je sice krátkodobá (cca 2 roky), ale klíčivost semen je značná (Rebeck a kol. 2010). Při zásazích je třeba dodržet bezpečnostní opatření a u citlivých osob se vyvarovat přímého kontaktu s rostlinou (používat ochranné pomůcky).

Dle rešerše managementových opatření v rámci projektu SPII2d1/37/07 (Šafarčíková 2008) lze metodu využít k včasným zásahům ihned po náletu ve stadiu semenáčů a mladých stromů, kterým se dosud nevytvořil odolný, dobře zmlazující kořenový systém. Po ručním vytrhávání jedinců je potřeba odstranit a zničit úlomky kořenů (Wittenberg 2005). Na základě poznatků z NP Podyjí **lze však bezpečně vytrhávat jen opravdu malé semenáčky s ještě přítomnými děložními listy**. Takové semenáče jsou ale v terénu velmi nenápadné a náchylné k přehlédnutí. Dobře viditelné (vysoké cca 50 cm) semenáče mají většinou již vyvinuté horizontální kořeny dlouhé i více než půl metru, u kterých je velmi pravděpodobná fragmentace a následná regenerace (tvorba výhonů). Doporučují se tedy vytrhávat jen jedinci do cca 30 cm (sahající zhruba do půli lýtek) a jen na kypré půdě a např. po dešti. Vhodnější je ošetřovat i mladé jedince chemicky, už jen proto, že bývá obtížné odlišit

semenáče od výmladků. Jedná se o okrajově použitelnou metodu, zejména na místech, kde je vyloučena aplikace herbicidu.

#### 4.7.5.2 *Použití metod v praxi*

##### Kombinace metod

Pajasan tvoří na většině lokalit typické polykormony s různě starými jedinci. Proto **je zpravidla nutné jednotlivé metody kombinovat**. Při ošetřování **se začíná obvykle s vrtáním nejsilnějších jedinců**. Ideální je práce ve dvojici, kdy jeden pracovník připravuje otvory a druhý je plní herbicidem. Postupuje se systematicky a vzhledem k tomu, že navrtávání je ze všech metod nejúčinnější, je vhodné navrtat maximální počet jedinců – nejen silné stromy, ale všechny, u kterých je to technicky možné. Tloušťce kmene je nutné uzpůsobit velikost vrtáku – lze pracovat s průměry 6, 8 a 10 mm. Po navrtání je nutné **ošetřit zbývající jedince – buď záseky, nebo částečným loupáním kůry**, či aspoň zátěrem řezné plochy. Pokud uvažujeme o aplikaci herbicidu na list, je nutno nejdříve zhodnotit, v jakém prostředí se pohybujeme. **V přírodních biotopech by měla být listová aplikace pokud možno omezena na skutečně nezbytnou míru!** I sebešetrnější postřik vždy zasáhne okolí ošetřovaných rostlin. Krom možného rizika pro okolní vegetaci je značně nevýhodné to, že vzniklý holý povrch je náchylný ke znovuosídlení nežádoucími druhy, včetně pajasanu. Prioritou by měla být cílená aplikace (injektáž a u mladých jedinců případně aplikace herbicidu do záseků, částečné loupání kůry nebo aspoň zátěr pařízků), při které zůstává zachována okolní vegetace, urychlující regeneraci biotopu.

V případě příliš hustých a rozsáhlých ohnisek se v první fázi ošetřují alespoň nejsilnější jedinci. Propojením kořenů dojde mnohdy k významnému zasažení i neošetřených výmladků. Následně tedy lze ošetřit jen přeživší jedince, čímž se ušetří jak herbicid, tak zejména čas nutný k ošetření.

##### Doba ošetření

Regulaci pajasanu je nutné, jak již bylo výše uvedeno, směřovat vždy do vegetačního období. Zimní kácení (i pokud je aplikován herbicid) není efektivní a nepředstavuje adekvátní metodu regulace! Nejvhodnější dobou pro cílenou aplikaci herbicidu je období po odkvětu pajasanu (červen/červenec) do konce vegetační sezóny, s nejvyšší účinností **v srpnu a září**, kdy pletivo táhne živiny do kořenů a tím se výrazně eliminuje následná pařezová i kořenová výmladnost. Zhruba měsíc po cílené aplikaci je nutné ošetřené stromy zkontrolovat a ošetřit přežívající či přehlédnuté jedince. Postřik listové plochy se provádí po plném olistění výmladků v červnu a poté v září. Pokusy s ošetřením pajasanů počátkem vegetačního období (ve stádiu rašení) se neosvědčily. Stejně tak pozdní aplikace, kdy již pajasany vykazují známky podzimního žloutnutí, vykazuje nižší účinnost. Zimní aplikace je s registrovanými přípravky také neúčinná.

##### Herbicidy

Pajasan je citlivý na široké spektrum herbicidů s obsahem účinných látek glyfosát, triclopyr, picloram, metsulfuron-methyl a imazapyr (Wittenberg 2005, Lewis & McCarthy 2008, Csiszár & Korda 2017). V ČR jsou k likvidaci pajasanu a dalších invazních dřevin registrovány některé přípravky na bázi glyfosátu na základě povolení k tzv. menšinovému použití (ÚZÚZ registr přípravků na ošetřování rostlin a doporučených přípravků pro likvidaci rostlinných IAS [https://eagri.cz/public/app/srs\\_pub/fytoportal/public/#rlp|prip|taxonomy](https://eagri.cz/public/app/srs_pub/fytoportal/public/#rlp|prip|taxonomy);

ÚKZÚZ 2022b). Kromě postřiku na list je použití přípravků schválených k likvidaci invazních dřevin prozatím možné jen profesionálními uživateli.

Pro injektáže, zátěr kmínků a pařezů je nevhodnější použít neředěný nebo jen mírně ředěný přípravek (75 %). U postřiku na list se naopak používá silné ředění (4-10 %) v souladu s etiketou pro daný přípravek. Ke zvýšení účinnosti je doporučeno přidávat pomocné prostředky. Vzhledem k průběžné aktualizaci používaných přípravků a způsobů aplikace je nutné sledovat aktuální informace (ÚKZÚZ 2022a, b).

U všech technik je vhodné do herbicidu přidávat barvivo, jehož použití umožní bezpečně rozeznat ošetřené jedince. Alternativně lze ošetřené stromy značit reflexním sprejem.

Metody cílené aplikace herbicidu jsou méně závislé na počasí ve srovnání s aplikací na pařez nebo na list, protože je herbicid poměrně rychle absorbován do kmene, a tak stačí, aby po aplikaci aspoň hodinu nepršelo. Ovlivnění okolí herbicidem je při tomto způsobu aplikace minimální až nulové. V blízkosti ošetřených stromů byly zjištěny citlivé druhy rostlin (orchideje, koniklece aj.) bez známek jakéhokoli nepříznivého ovlivnění. Přímou na zavadajících nebo odumřelých stromech lze také pozorovat vzácné saproxylické druhy brouků (Stejskal, nepublikováno).

Při aplikaci herbicidů je samozřejmě nutné dodržovat zásady stanovené výrobcem a příslušnými předpisy (zejména zákon č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči, v platném znění a navazující právní úpravu). Nesmí dojít ke kontaminaci vody ve vodním toku přípravkem ani obalem, ani k aplikaci přípravku na vodní hladinu, s výjimkou přípravků k tomu určených. Aplikací zařízení nelze čistit ve vodním toku ani v jeho blízkosti, je třeba zamezit splachu aplikačních látek ze zpevněných ploch. K ředění chemických přípravků se doporučuje používat pouze čistou vodu, jinak dochází ke snížení účinnosti přípravku.

#### Zásahy na místech s vyloučenou aplikací herbicidu

Pokud není možné použít mechanicko-chemické metody ošetření (např. na pozemcích v režimu ekologického zemědělství), nezbytné k úspěšné regulaci pajasanu, je potřeba aspoň zabránit dorůstání plodných jedinců. Doporučuje se odstraňovat mechanicky menší jedince a u vzrostlých aplikovat kroužkování (Schmiedel a kol. 2015). Zde je ale nutné počítat se zahušťováním a rozšiřováním ohniska do šířky i více než o metr za rok. Bohatě regenerující výmladky je nezbytné pravidelně sekat. Semenače je možné ručně vytrhávat (podrobnosti výše v kap. 4.7.5.1). U jednotlivých pajasanů nebo menších skupin lze doporučit vykopání pajasanu i s kořeny, které může při následné pravidelné péči vést k podstatnému omezení pajasanu.

#### *Přehled vhodných metod regulace pajasanu v různých typech prostředí*

<b>Prostředí (typ lokality)</b>	<b>Preferované metody regulace</b>	<b>Poznámky</b>
Přírodní biotopy (lesy, stepní trávníky, písčiny, břehové porosty) ve zvláště chráněných územích, území soustavy Natura 2000	cílená aplikace herbicidu (injektáže, částečné loupání kůry)	Stromy ponechat k přirozenému rozpadu, na nelesních biotopech dle potřeby kácet až zcela odumřelé stromy (1–2 roky po zásahu)
Ochranná pásma inženýrských sítí (elektrických přenosových soustav všech napěťových	dospělé stromy: dvoufázová regulace: 1. cílená aplikace herbicidu (injektáže, částečné loupání kůry) 2. běžná údržba	Na místech s výskytem pajasanu nutno upravit režim běžné údržby (např. vyloučit frézování a mulčování) a to až do doby

úrovni), ochranná pásma ropovodů, plynovodů vodovodů, kanalizačních stok, ochranná pásma dopravních cest (železničních tratí, silnic a dálnic) v lesích i mimo les	ochranného pásma zahrnující odstranění prokazatelně odumřelých pajasánů min. rok po zásahu + likvidace výmladků: aplikace na list nebo částečné loupání kůry (dle hustoty porostu)	prokazatelného potlačení výskytu pajasanu
Intravilán – exponovaná místa (parky a jiná zeleň s pohybem osob)	dospělé stromy: dle situace a stavu stromů injektáž nebo kácení + zátěr/navrtání pařezů; výmladky a mladé stromy: aplikace na list, cílená aplikace nebo výřez + zátěr pařezů (dle hustoty)	Kácet lze až po průkazné úspěšnosti absorpce herbicidu (opad listí), tj. 1-2 měsíce po zásahu, příp. koruny odlehčit arboristickým zásahem. V případě okrasných záhonků buď provádět metodu částečného loupání kůry nebo stříhání výmladků + zátěr rány herbicidem
Intravilán – odlehlá místa (ladem ležící plochy a jiná místa bez pohybu osob)	dospělé stromy: cílená aplikace herbicidu (injektáže) výmladky a mladé stromy: aplikace na list nebo cílená aplikace herbicidu (dle hustoty)	Dle situace lze vzrostlé stromy po injektáži ponechat nastojato nebo pokácet, nejdříve však rok po ošetření
Vinohrady, sady, zahrady	cílená aplikace herbicidu (injektáže, částečné loupání kůry s následným odstraněním odumřelých pajasánů	Ideální je ošetřit dosud nevyřezané jedince, nikoliv zahuštěný výmladkový porost
Hospodářské lesy	dospělé stromy: cílená aplikace herbicidu (injektáž kmene) výmladky a mladé stromy: částečné loupání kůry nebo postřik na list (dle hustoty).	Injektáž provést v předstihu před plánovaným hospodářským zásahem (obnovní těžba, probírka apod.), a to nejlépe rok předem. Odumřelé pajasany následně kácet nejdříve rok po aplikaci herbicidu společně s ostatními dřevinami již obvyklým probírkovým/těžebním způsobem, pokud pro vlastníka lesa není výhodnější pajasanové souše ponechat na pařezu do rozpadu. Speciální pozornost věnovat vyžínání pasek v lokalitách s výskytem pajasanu. Vyžínání je možné po předchozím ošetření a prokazatelném usmrcení všech dohledatelných jedinců pajasanu vhodně zvolenou metodou (loupání kůry se zátěrem herbicidu, postřik na list)
Místa s mechanicky poškozenými pajasany nebo ošetřenými jen čistě mechanicky (nejedná se o běžnou údržbu ani o hospodářské	Dodatečné navrtávání pařezu + ošetření mladých jedinců metodou částečného loupání kůry nebo postřikem na list (dle hustoty)	Jedná se o dodatečné odstraňování/zahlazování následků zásahu vyšší moci (nahodilé těžby v lesích následkem větrné kalamity, neodkladné zásahy při ochraně životů a majetku)

zásahy)		
Místa s vyloučenou aplikací herbicidu	vytrhávání semenáčků, vykopání včetně kořene, kácení menších stromů + pravidelné sečení výmladků, kroužkování vzrostlých jedinců (jednotlivé stromy na stinných lokalitách)	cílem je zabránit dorůstání plodných jedinců

Pozn.: V reálných situacích dochází obvykle ke kombinaci jednotlivých metod dle konkrétních podmínek dané lokality, velikosti a hustoty stromů. S ohledem na předpokládaný zájem a reakce veřejnosti na zásahy je vhodné obyvatele v dotčeném území informovat, např. umístit informační tabule v místě zásahu, na kterých bude důvod zásahu a postup managementu jasně vysvětlen.

#### 4.7.6 Návazný management

Zajištění návazných opatření je pro celkovou efektivitu regulace pajasanů zcela zásadní! Na hlavní ošetření (zpravidla injektáž) je potřeba návázat následnou kontrolou a korekčními zásahy. Současně je potřeba sladit další způsoby užívání daného pozemku, které by mohly ovlivnit výsledek vynaloženého úsilí.

##### Korekční zásahy

U každého ošetřovaného ohniska musíme počítat s nutností návratu minimálně po dobu 2-3 let, kdy je potřeba provést kontrolu úspěšnosti zásahu a vhodnou metodou ošetřit přežívající nebo nové jedince. V případě injektáží má objem práce nutné k ošetření, stejně jako spotřeba herbicidu, v průběhu let výrazně klesající trend. Pokud dřeviny kácíme živé a provádíme zátěr pařezů, je nutné počítat s tvorbou kořenových výmladků často vysoké hustoty. Jejich likvidace může být mnohem náročnější než úvodní kácení mateřského porostu.

V místech probíhající regulace pajasanu je žádoucí dočasně omezit údržbové práce. Velké problémy způsobuje např. strojové sečení cestních příkopů nebo řádků ve vinohradech, které může úspěšnou regulaci pajasanu komplikovat až znemožňovat (podporuje neustálou tvorbu výmladků a současně znemožňuje jejich detekci). Necháme-li ošetřenou plochu do doby úplného odumření polykormonu spontánně zarůstat, trsnaté byliny a trávy účinně brání opětovnému uchycení semenáčků pajasanu.

##### Ponechávání stromů nastojato a odstraňování dřevní hmoty

Obecně je vhodnější stromy ponechat k rozpadu, než je za každou cenu odstraňovat, avšak vždy je nutné **zvážit bezpečnostní hlediska**. Ponechat odumřelé stromy nastojato je zpravidla možné na odlehlých a nevyužívaných lokalitách s výskytem mladých jedinců nebo menšího počtu vzrostlých stromů. Tento postup šetří čas i prostředky. V blízkosti cest, v intravilánu a na dalších rizikových místech sledujeme stav stromů a odstraňujeme je dříve, než začnou ohrožovat okolí, příp. je arboristicky upravíme do bezpečného tvaru. **Pokud je to nezbytné, doporučuje se kácet jen zcela odumřelé stromy, nejlépe 1-2 roky od provedení injektáže.** Na velmi rizikových lokalitách z hlediska možného pádu stromy odstraňujeme po kompletní defoliaci, ke které dochází přibližně po 1-2 měsících od injektáže.

Při odstraňování dřevní hmoty je žádoucí vyhnout se použití těžké techniky (mj. s ohledem na usnadnění uchycení semenáčků při narušení povrchu). Obdobně pařezy po odstraněných pajasanech je nutné neodstraňovat po několik let, aby nedošlo k narušení půdního povrchu.

##### Opatření a údržba po odstranění pajasanu

Na místech po úspěšně odstraněných pajasanech je žádoucí obnovit pravidelnou péči. Nejčastěji půjde o sečení travního porostu, ale zejména v intravilánu je pak, s ohledem na ekologické a estetické funkce dřevin, relevantní (na místech, kde to je účelné a potřebné) po odstranění pajasanů zajistit následnou výsadbu vhodných druhů dřevin. V případě potřeby lze obnovu porostu na místě po likvidaci pajasanu urychlit nebo usměrnit výsevem místně vhodné travino-bylinné směsi, protože neřídka dochází ke kolonizaci nežádoucích druhů (kopřiva, kustovnice, pýr aj.).



## 5 Literatura

- Albouchi F, Hassen I, Casabianca H, Hosni K (2013) Phytochemicals, antioxidant, antimicrobial and phytotoxic activities of *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle leaves. *S Afr J Bot* 87: 164–174
- Adamik K (1955) Der Gotterbaum als Faserholz. *Centbl. Gesamte Forstwes* 73: 85–94
- Adolphi K (1995) Neophytische Kultur- und Anbaupflanzen als Kulturflüchtlinge des Rheinlandes. *Nardus* 2: 1–272
- Arbea JJ, Jordana R (1988) Efecto de la repoblación con Alerce (*Larix kaempferi*) en la zona norte de Navarra, sobre la estructura de las poblaciones de los colémbolos edáficos. In: Vasco G (ed), II Congreso Mundial Vasco (Biología Ambiental), Madrid, 1988, p 159–170
- Badalamenti E, La Mantia T (2013) Stem-injection of herbicide for control of *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle: a practical source of power for drilling holes in stems. *iForest* 6: 123–126 [online 2013-03-05] URL: <http://www.sisef.it/iforest/contents?id=ifor0693-006>
- Ballero M, Ariu A, Falagiani P, Piu G, (2003) Allergy to *Ailanthus altissima* (tree of heaven) pollen. *Allergy* 58: 532–533
- Baptista P, Costa AP, Simoes R, Amaral ME (2014) *Ailanthus altissima*: an alternative fiber source for papermaking. *Ind Crop Prod* 52: 32–37
- Barclay E (2013) The great charcoal debate: briquettes or lumps? NPR. <http://www.npr.org/blogs/thesalt/2013/05/24/186434261/the-great-charcoal-debate-briquettes-vs-lumps>. Accessed October 2015
- Baroš A, Barošová I, Boček S, Businský R, Demková K, Dokoupil L, Kašková M, Kučera Z, Medková L, Šantrůčková M, Velebil J (2014) Metodika pro výběr vhodných druhů dřevin a bylin pro venkovská sídla. Certifikovaná metodika.
- Bebelewski P, Czekalski M (2005) Distribution of tree-of-heaven, *Ailanthus altissima* (Mill.) swingle, in Wrocław, Lower Silesia, Poland. *Acta Sci. Pol., Hortorum Cultus* 4: 45–57
- Bennett WO, Paget JT, Mackenzie D (2013) Surgery for a tree surgeon? Acute presentation of contact dermatitis due to *Ailanthus altissima*. *J Plastic Reconstructive & Aesthetic Surgery* 66: e79ee80
- Boer E (2012) Risk assessment *Ailanthus altissima* [Mill.] Swingle. Naturalis Biodiversity Centre, 20 pp. <https://www.nvwa.nl/documenten/risicobeoordeling/plantenziekten/archief/2016m/hemelboom>
- Bory G, Sidibe MD, Clair-Maczulajtys D (1991) Effects of cutting back on the carbohydrate and lipid reserves in the tree of heaven (*Ailanthus glandulosa* Desf. Simaroubaceae). *Ann Sci Forestry* 48: 1–13
- Bowker D, Stringer J (2007) Efficacy of herbicide treatments for controlling residual sprouting of tree-of-heaven. *Proceedings of the 17th Central Hardwood Forest Conference*. 128–133
- Brundu G (2017) Information on measures and related costs in relation to species proposed to be included on the Union list - Technical note prepared by IUCN for the European Commission – *Ailanthus altissima*
- Buchholz G, von Maydell HJ (1965) Aufforstungen in den ariden Gebieten der Sowjetunion. Bericht über russische Erfahrungen seit 1841. *Mitt Bundesforschungsanst Forst-Holzwirtsch* 59, Max Wiedebusch, Hamburg
- Burch PL, Zedaker SM (2003) Removing the invasive tree *Ailanthus altissima* and restoring natural cover. *Journal of Arboriculture* 29: 18–24
- Burrows GE, Tyrl RJ (2013) *Toxic plants of North America*, 2nd ed. Wiley-Blackwell, Hoboken
- Cabra-Rivas I, Castro-Díez P (2016a) Potential germination success of exotic and native trees coexisting in central Spain riparian forests. *International Journal of Ecology* 2016: 1-10
- Cabra-Rivas I, Castro-Díez P (2016b) Comparing the Sexual Reproductive Success of Two Exotic Trees Invading Spanish Riparian Forests vs. a Native Reference. *Plos One* 11:e0160831
- Casella F (2011) Eco-friendly management of woody weeds in natural and urban areas: the case of *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle (Tree of Heaven) in the Apulia Region. In: Bohren C, Bertossa

- M, Schoenenberger N, Rossinelli M, Conedera M (eds), Abstracts of the 3rd International Symposium on weeds and invasive plants, 2–7 Oct 2011, Ascona
- Casella F, Vurro M (2013) *Ailanthus altissima* (tree of heaven): spread and harmfulness in a case-study urban area. *Arboric J* 35: 172–181
- Castro-Díez P, Fierro-Brunnenmeister N, González-Muñoz N, Gallardo A (2012) Effects of exotic and native tree leaf litter on soil properties of two contrasting sites in the Iberian Peninsula. *Plant and Soil* 350: 179–191
- Castro-Díez P, González-Muñoz N, Alonso A, Gallardo A, Poorter L (2009) Effects of exotic invasive trees on nitrogen cycling: a case study in Central Spain. *Biological Invasions* 11: 1973–1986
- Celesti-Grapow L, Blasi C (2004) The role of alien and native weeds in the deterioration of archaeological remains in Italy. *Weed Technol* 18: 1508–1513
- Constán-Nava S, Boneta A, Pastor E, Lledó MJ (2010) Long-term control of the invasive tree *Ailanthus altissima*: insights from Mediterranean protected forests. *Forest Ecol Manage* 260: 1058–1064
- Constán-Nava S, Soliveres S, Torices R, Serra L, Bonet A (2015) Direct and indirect effects of invasion by the alien tree *Ailanthus altissima* on riparian plant communities and ecosystem multifunctionality. *Biol Invas* 17: 1095–1108
- Cozzo D (1972) Comportamiento inicial de *Ailanthus altissima* en una plantacion experimental. *Rev Forest Argent* 16: 47–52
- Csiszár Á, Korda M (eds) (2017) Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control. Second revised and expanded editon. Rosalia Handbooks., Duna-Ipoly National Park Directorate, Budapest, 249 pp.
- DAISIE (eds) (2009) Handbook of alien species in Europe. Springer, Berlin
- Dalby R (2000) Minor bee plants in a major key: tamarisk, *Ailanthus* and theasel. *Am Bee J* 1401: 60–61
- De Feo V, Mancini E, Voto E, Curini M, Digilio M (2009) Bioassay-oriented isolation of an insecticide from *Ailanthus altissima*. *J Plant Interact* 4: 119–123
- Derrick EK, Darley C (1994) Contact reaction to the tree of heaven. *Contact Dermat* 30: 178
- Ding J, Reardon R, Wu Y, Zheng H, Fu W (2006) Biological control of invasive plants through collaboration between China and the United States of America: a perspective. *Biological Invasions* 8: 1439–1450
- DiTomaso JM, Kyser GB (2007) Control of *Ailanthus altissima* using stem herbicide application techniques. *Arboculture & Urban Forestry* 33: 55–63
- Erdős L, Márkus A, Körmöczi L (2005) Consequences of an extirpation trial of the tree of heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) on rock grasslands and slope steppes. *TISCIA* 35: 3–7
- Facelli JM, Pickett STA (1991) Indirect effects of litter on woody seedlings subject to herb competition. *Oikos* 62: 129–138
- Feret PP (1985) *Ailanthus*: variation, cultivation and frustration. *J Arboricult* 11: 361–368
- Fotiadis G, Kyriazopoulos AP, Fraggakis I (2011) The behaviour of *Ailanthus altissima* weed and its effects on natural ecosystems *J Environ Biol* 32: 801–806
- Fryer JL (2010) *Ailanthus altissima*. In: Fire Effects Information System, [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (<http://www.fs.fed.us/database/feis/>).
- Gill B (2004) “*Ailanthus*”. WoodSampler, Woodworker’s Website Association. <https://www.woodworking.org/WC/Woods/004.html>. Accessed November 2015
- Goldman O (2006) Prostorová analýza vybraných invazních druhů rostlin na území CHKO Pálava. Dipl. práce
- Gómez-Aparicio L, Canham CD (2008) Neighbourhood analyses of the allelopathic effects of the invasive tree *Ailanthus altissima* in temperate forests. *Journal of Ecology* 96: 446–458
- González-Muñoz N, Castro-Díez P, Parker IM (2013) Differences in nitrogen use between native and exotic tree species: predicting impacts on invaded ecosystems. *Plant and Soil* 363: 319–329

- Grozeva N (2005) The flora of Atanasovsko lake natural reserve. In: Gruev B, Nikolova M, Donev A (eds), Proceedings of the Balkan scientific conference of biology, Plovdiv (Bulgaria), May 2005, p 381–396
- Guthrie SG, Crandall RM, Knight TM (2016) Fire indirectly benefits fitness in two invasive species. *Biological Invasions* 18: 1265–1273
- Gutiérrez-López M, Ranera E, Novo M, Fernández R, Tigo D (2014) Does the invasion of the exotic tree *Ailanthus altissima* affect the soil arthropod community? The case of a riparian forest of the Henares River (Madrid). *Eur J Soil Biol* 62: 39–48
- Gutte P, Klotz S, Lahr C, Trefflich A (1987) *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. Eine vergleichend pflanzengeographische Studie. *Folia Geobot Phytotax* 22: 241–262
- Halmschlager E, Maschek O (2019) Biologische kontrolle des Götterbaums. *Allgemeine Forstzeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltversorge* 8: 17–20
- Harris PT, Cannon GH, Smith NE, Muth NZ (2013) Assessment of plant community restoration following tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) control by *Verticillium albo-atrum*. *Biol Invas* 15: 1887–1893
- Hegi G (1906) *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*, vol 6/1. JF Lehmann, München
- Heisey RM (1990) Allelopathic and herbicidal effects of extracts from tree of heaven (*Ailanthus altissima*). *Am J Bot* 77: 662–670
- Heisey RM (1996) Identification of an allelopathic compound from *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae) and characterization of its herbicidal activity. *Am J Bot* 83: 192–200
- Heisey RM (1997) Allelopathy and the secret life of *Ailanthus altissima*. *Arnoldia* 2: 28–36
- Henderson L (2001) *Alien Weeds and Invasive Plants*. Plant Protection Research Institute Handbook No. 12. Cape Town, South Africa: Paarl Printers.
- Holec J, Vodičková E, Soukup J (2014) Sex composition of *Ailanthus altissima* population in the city of Prague and the occurrence of and andromonoecious individuals. In Book of Abstract, 8th International Conference on Biological Invasions from understanding to action, p. 228. ([http://www.esenias.org/files/NEOBIOTA\\_2014\\_Proceedings.pdf](http://www.esenias.org/files/NEOBIOTA_2014_Proceedings.pdf)).
- Hönigová I, Chobot K (2014) Jemné předitvo české krajiny v GIS: konsolidovaná vrstva ekosystémů. *Ochrana přírody* 4: 27–30
- Hoshovsky M (1988) Element Stewardship Abstract for *Ailanthus altissima*. The Nature Conservancy, Arlington, VA
- Howard JL (2004) *Ailanthus altissima*. In: Fire Effects Information System. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory. <http://www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/ailalt/all.html>. Accessed November 2015
- Hu S-Y (1979) *Ailanthus*. *Arnoldia* 39: 29–50
- Huebner C (2003) Vulnerability of oak-dominated forests in West Virginia to invasive exotic plants: temporal and spatial patterns of nine exotic species using herbarium records and land classification data. *Castanea* 68: 1–14
- Hunter J (2000) *Ailanthus altissima*. In: Bossard CC, Randall JM, Hoshovsky MC (eds), *Invasive plants of California's wildlands*. University of California Press, Berkeley, p 32–36
- Cho CW, Lee KJ (2002) Seed dispersion and seedling spatial distribution of the tree of heaven in urban environments. *Korean J Environ Ecol* 16: 87–93
- Chokkalingam U, Zhou Z, Wang C, Toma T (eds) (2006) *Learning lessons from China's forest rehabilitation efforts: national level review and special focus on Guangdong Province*. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor
- Chrenková M, Ulrych L, Šeffler J, Šefflerová Stanová V (2014) Odstraňovanie nepôvodných invázných druhov drevín na pieskových dunách. *Životné prostredie* 48: 88–92
- Jovković B (1950) First results of work on forest shelterbelts in Macedonia. *Šumarski List* 74: 221–234
- Kasson MT, Davis MD, Davis DD (2013) The Invasive *Ailanthus altissima* in Pennsylvania: A Case Study Elucidating Species Introduction, Migration, Invasion, and growth Patterns in Northeastern US. *Northeastern Naturalist* 20: 1–60

- Kim KD, Lee EJ, Cho KH (2004) The plant community of Nanjido, a representative nonsanitary landfill in South Korea: implications for restoration alternatives. *Water, Air & Soil Pollution*, 154: 167–185
- Knapp LB, Canham CD (2000) Invasion of an old-growth forest in New York by *Ailanthus altissima*: sapling growth and recruitment in canopy gaps. *J. Torrey Bot. Soc.*, 124: 307–315
- Kota NL (2005) Comparative seed dispersal, seedling establishment and growth of exotic, invasive *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle and native *Liriodendron tulipifera* (L.). M.Sc. Thesis, University of Morgantown.
- Kota NL, Landenberger RE, McGrawm GB (2007) Germination and early growth of *Ailanthus* and tulip poplar in three levels of forest disturbance. *Biol Invasions* 9: 197–211
- Kowarik I (1983) Zur Einbürgerung und zum pflanzengeographischen Verhalten des Götterbaumes (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) im französischen Mittelmeergebiet (Bas-Languedoc). *Phytocoenologia* 11: 389–405
- Kowarik I (1995) Clonal growth in *Ailanthus altissima* on a natural site in West Virginia. *J Veg Sci* 6: 853–856
- Kowarik I, Säumel I (2006) Hydrochory may foster invasions of river corridors by the primarily wind-dispersed tree *Ailanthus altissima*. *BfN-Skripten* 184: 176
- Kowarik I, Säumel I (2007) Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. *Perspec Plant Ecol Evol Syst* 8: 207–237
- Kowarik I, Säumel I (2008) Water dispersal as an additional pathway to invasions by the primarily wind-dispersed tree *Ailanthus altissima*. *Plant Ecol* 198: 241–252
- Kowarik I, von der Lippe M (2006) Long-distance dispersal of *Ailanthus altissima* along road corridors through secondary dispersal by wind. *BfN Skripten* 184: 177
- Kožuharova E, Lebanova H, Getov I, Benbassat N, Kochmarov V (2014) *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle – a terrible invasive pest in Bulgaria or potential useful medicinal plant? Review paper. *Bothalia J* 44: 213–230
- Křivánek M (2006) Biologické invaze a možnosti jejich předpovědi. *Acta Pruhoniceana* 84
- Křivánek M, Pyšek P, Jarošík V (2006) Planting history and propagule pressure as predictors of invasion by woody species in a temperate region. *Conserv Biol* 20: 1487–1498
- Kundu P, Laskar S (2010) A brief resume on the genus *Ailanthus*: chemical and pharmacological aspects. *Phytochem Rev* 9: 379–412
- Kurokochi H, Uchiyama H, Hasegawa M, Saito Y, Ide Y (2014) First report of triploidy in *Ailanthus altissima*, an invasive tree species. *J For Res* 19: 469–472
- Landolt E (2001) *Flora der Stadt Zürich*. Birkhäuser, Basel
- Lewis KC (2007) Control techniques and management implications for the invasive *Ailanthus altissima* (tree of heaven). Diplomová práce. College of Arts and Sciences of Ohio University. 122 pp.
- Lewis K, McCarthy B (2008) Nontarget tree mortality after tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) injection with imazapyr. *North. J. Appl. For.* 25: 66–72
- Lin LJ, Peiser G, Ying BP, Mathias K, Karasina MF, Wang Z, Itatani J, Green L, Hwang YS (1995) Identification of plant growth inhibitory principles in *Ailanthus altissima* and *Castela tortuosa*. *J Agric Food Chem* 43: 1708–1711
- Luz-Lezcano Caceres H, Gerold G (2009) The cost of invasion control measures subtropical *Ailanthus altissima* (Mill) Swingle in Hesse. In: Tielkes E (ed), Tropentag, Conference on International Research on Food Security, Natural Resource Management and Rural Development, Book of abstracts. University of Hamburg, Oct 6–8
- Majd A, Rezanejad F, Irian S, Mousavi F (2013) Hypersensitivity to *Ailanthus altissima* (tree of heaven) pollen: identification of a major IgE-binding component. *Aerobiologia* 29: 407–412
- Málek Z, Horáček P, Kiesenbauer Z (2012) *Stromy pro sídla a krajinu*. Olomouc: Petr Baštan ve spolupráci s firmou Arboeko.

- Medina-Villar S, Rodríguez-Echeverría S, Lorenzo P, Alonso A, Pérez-Corona E (2016) Impacts of the alien trees *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle and *Robinia pseudoacacia* L. on soil nutrients and microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry* 96: 65–73
- Meloche C, Murphy SD (2006) Managing tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) in parks and protected areas: a case study of Rondeau Provincial Park (Ontario, Canada). *Environ Manage* 37: 764–772
- Mergen F (1959) A toxic principle in the leaves of *Ailanthus*. *Bot Gaz* 121: 32–36
- Merriam RW (2003) The abundance, distribution and edge associations of six non-indigenous, harmful plants across North Carolina. *J. Torrey Bot. Soc.* 130: 283–291
- Motard E, Dusz S, Geslin B, Akpa-Vinceslas M, Hignard C, Babiari O, Clair-Maczulajty D, Michel-Salzat A (2015) How invasion by *Ailanthus altissima* transforms soil and litter communities in a temperate forest ecosystem. *Biol Invas* 17: 1817–1832
- Motard E, Muratet A, Clair-Maczulajty D, Machon N (2011) Does the invasive species *Ailanthus altissima* threaten floristic diversity of temperate peri-urban forests? *C R Biol* 334: 872–879
- Moussalli V (1939) Etude générale des Simarubacées et en particulier, des espèces ayant une utilisation médicinale, alimentaire ou industrielle. Editions la Médicale, Paris
- Müllerová J, Bartaloš T, Brůna J, Dvořák P, Vítková M (2017) Metodika mapování invazních druhů pomocí dálkového průzkumu. Botanický ústav AV ČR, Průhonice.
- NISIC, USDA (2014) National invasive species information Centre
- Pedersini C, Bergamin M, Aroulmoji V, Baldini S, Picchio R, Pesce PG, Ballarin L, Murano E (2011) Herbicide activity of extracts from *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae). *Nat Prod Commun* 6: 593–596
- Pergl J, Perglová I, Vítková M, Pocová L, Janata T, Šíma J (2016c) Likvidace vybraných invazních druhů rostlin; Standardy péče o přírodu a krajinu. Praha, Průhonice: AOPK ČR & Botanický ústav AV ČR. 22 p.
- Pergl J, Sádlo J, Petrusek A, Laštůvka Z, Musil J, Perglová I, Šanda R, Šefrová H, Šíma J, Vohralík V, Pyšek P (2016a) Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota* 28: 1–37
- Pergl J, Sádlo J, Petrusek A, Pyšek P (2016b) Seznam prioritních invazních druhů pro ČR. *Ochrana přírody*: 71: 29–33.
- Pergl J (2017) Risk assesment *Ailanthus altissima* pro EU seznam IAS. Dostupné na <https://circabc.europa.eu>
- Pergl J, Dušek J, Hošek M, Knapp M, Simon O, Berchová K, Bogdan V, Černá M, Poláková S, Musil J, Sádlo J, Svobodová J (2017) Metodiky mapování a monitoringu invazních (vybraných nepůvodních) druhů. DOI: 10.13140/RG.2.2.22891.13604
- Pinto C, Sousa JP, Graca MAS, da Gama MM (1997) Forest soil *Collembola*. Do tree introductions make a difference? *Pedobiologia* 41: 131–138
- Plass WT (1975) An evaluation of trees and shrubs for planting surface mine spoils. USDA, Forest Service, Northeastern Forest Experimental Station, Upper Darby
- Pyšek P, Genovesi P, Pergl J, Monaco A, Wild J (2013) Plant invasions of protected areas in Europe: an old continent facing new problems. In: Foxcroft LC, Pyšek P, Richardson DM, Genovesi P (eds), *Plant invasions in protected areas: patterns, problems and challenges*, Springer, Dordrecht, p 209–240
- Rebeck J, Kloss A, Bowden M, Coon C, Hutchinson TF, Iverson L, Guess G (2015) Aerial detection of seed-bearing female *Ailanthus altissima*: a cost-effective method to map an invasive tree in forested landscapes. *Forest Science* 61: 1068–1078
- Rodrigues RR, Pineda RP, Barney JN, Nilsen ET, Barrett JE & Williams MA (2015) Plant invasions associated with change in root-zone microbial community structure and diversity. *PLOS one*. DOI: 10.1371/journal.pone.0141424
- Schmiedel D, Wilhelm, E.G., Nehring, S., Scheibner, C., Roth, M. & S. Winter (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland. Band 1: Pilze, Niedere Pflanzen und Gefäßpflanzen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 141/1: 709 pp.

- Singh RP, Gupta MK, Chand P (1992) Autoecology of *Ailanthus glandulosa* Desf. in western Himalayas. *Indian For* 118: 917–921
- Sladonja B, Sušek M, Guillermic J (2015) Review on invasive tree of heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) conflicting values: assessment of its ecosystem services and potential biological threat. *Environ Manage* 56: 1009–1034
- Stejskal R (2020) Metody cílené aplikace aneb staronový nástroj regulace invazních dřevin: první zkušenosti z Podyjí. *Ochrana přírody* 5, 15-19.
- Stejskal R. (2021a): Metody cílené aplikace 2. část: Ošetření mladých jedinců invazních dřevin. *Ochrana přírody* 5, 22-25.
- Stejskal R. (2021b): Regulace pajasanu žláznatého a dalších invazních dřevin pomocí méně známých způsobů aplikace herbicidu. *Agromanuál* 7, 36-39. <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/ochrana-rostlin-a-pestovani/plevele/regulace-pajasanu-zlazznateho-a-dalsich-invaznich-drevin-pomoci-mene-znamych-zpusobu-aplikace-herbici>
- Stejskal R. (2021c): Odstranění náletových dřevin metodou částečného loupání kůry. *Ochranářská příručka*, <https://www.ochranarskaprirucka.cz/invazni-rostliny/odstraneni-naletovych-drevin-metodou-castecneho-loupani-kury/> (navštíveno 28. 2. 2022).
- Stejskal R. (2021d): Injektáž invazních dřevin navrtáváním kmene. *Ochranářská příručka*, <https://www.ochranarskaprirucka.cz/invazni-rostliny/injektaz-invaznich-drevin-navrtavanim-kmene/> (navštíveno dne 28. 2. 2022).
- Sudnik-Wojcikowska B (1998) The effect of temperature on the spatial diversity of urban flora. *Phytocoenosis* 10: 97–105
- Swearingen J, Pannill P (2009) Least wanted: *Ailanthus altissima*. Plant Conservation Alliance. <http://www.nps.gov/plants/alien/fact/aial1.htm>.
- ŠefferoVá Stanová V, Plassman Čierna M (eds.2011) Manažmentové modely pre údržbu, ochranu a obnovu biotopov. DAPHNE - Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, 41 p.
- Šafarčíková S (2008) *Ailanthus altissima* – pajasán žláznatý literární rešerše, (zpracováno pro řešení projektu SPII2d1/37/07)
- ŠOP SR (2020) Invázne druhy. Webová stránka Štátne ochrany prírody Slovenskej republiky, <http://www.sopsr.sk/invazne-web/> (navštíveno 7. 10. 2020).
- Thalmann DJK, Kikodze D, Khutsishvili M, Kharazishvili D, Guisan A, Broennimann O, Müller-Schärer H (2015) Areas of high conservation value in Georgia: present and future threats by invasive alien plants. *Biol Invas* 17: 1041–1054
- Tsao R, Romanchuk F, Peterson CJ, Coats JR (2002) Plant growth regulatory effect and insecticidal activity of the extracts of the tree of heaven (*A. altissima*). *BMC Ecol* 2: 1
- Udvardy L (1998) Spreading and coenological circumstances of the tree of heaven (*Ailanthus altissima*) in Hungary. *Acta Bot Hung* 41: 299–314
- Udvardy L (2008) Tree of Heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) [in:] Z. Botta-Dukát, L. Balogh (eds.) The most important invasive plants in Hungary, HAS Institute of Ecology and Botany, Vácrátót, Hungary: 121–127
- ÚKZÚZ (2022a) Registr přípravků na ochranu rostlin, <https://eagri.cz/public/app/eagriapp/POR/> (navštíveno dne 28. 2. 2022).
- ÚKZÚZ (2022b) Pajasán žláznatý, přípravky na ochranu rostlin. [https://eagri.cz/public/app/srs\\_pub/fytoportal/public/#rlp|so|plevele|detail:d5525ce6867f83c03d0b78d9f08568c9|prip](https://eagri.cz/public/app/srs_pub/fytoportal/public/#rlp|so|plevele|detail:d5525ce6867f83c03d0b78d9f08568c9|prip) (navštíveno dne 28. 2. 2022).
- USDA, United States Department of Agriculture (2014) Field Guide for Managing Tree-of-heaven in the Southwest. TP-R3-16-09, 9 pp. ([https://www.fs.usda.gov/Internet/FSE\\_DOCUMENTS/stelprdb5410131.pdf](https://www.fs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb5410131.pdf)).
- Uzunov Y, Georgiev BB, Varadinoiva E, Ivanova N, Pehlivanov L, Vasilev V (eds) (2012) Ecosystems of the biosphere reserve Srebarna Lake. Professor Marin Drinov Publishing House, Sofia
- VDOF (2009) Control and utilization of tree of heaven: a guide for virginia landowners. Virginia Department of Forestry, Charlottesville

- Vilá M, Tessier M, Suehs CM, Brundu G, Carta L, Galanidis A, Lambdon P, Manca M, Médail F, Moragues E, Traveset A, Troumbis AY, Hulme PE (2006) Local and regional assessments of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. *Journal of Biogeography* 33: 853–861
- Vladimirov V (2013) Invasive alien vascular plants in Bulgaria. EPPO training workshop, Belgrade
- von Bartossagh J (1841) Beobachtungen und Erfahrungen über den Götterbaum (*Ailanthus glandulosa* L.). Gyurián und Bagó, Ofen
- von der Lippe M, Bullock JM, Kowarik I, Knopp T, Wichmann M (2013) Human-mediated dispersal of seeds by the airflow of vehicles. *PLoS ONE* 8(1): e52733
- Weber E (2003) Invasive plant species of the world: A reference guide to environmental weeds. Wallingford, UK: CAB International, 548 pp.
- Witte F (1952) Über die Berliner Trümmerberge und ihre Begrünung. *Gart Landsch* 62: 8–9
- Wittenberg R (2005) An Inventory of Alien Species and their Threat to Biodiversity and Economy in Switzerland. CABI Bioscience Switzerland Centre report to the Swiss Agency for Environment, Forests and Landscape. CABI Bioscience Switzerland Centre, Delémont.

## 6 Souhrn

Pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*) je vzhledem ke značnému dopadu na biodiverzitu a lidské aktivity zařazen do seznamu invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Evropskou unii. V současné době jsou nařízením EP a Rady (EU) č. 1143/2014 stanovena přísná omezení při nakládání s tímto druhem a zároveň povinnost členských států zajistit opatření k jeho regulaci.

V České republice patří pajasan mezi značně rozšířené invazní nepůvodní druhy. Rizika výskytu pajasanu jsou jak na přírodních biotopech, tak zemědělských, lesních, stejně jako dalších pozemcích v extravilánu i intravilánu. Dlouhodobým cílem je jeho úplná eradikace, tedy odstranění pajasanu, zabránění vzniku nových výskytů a jeho náhrada méně problematickými druhy. Ve střednědobém horizontu je třeba zajistit eradikaci na ochránářsky cenných lokalitách a v jejich okolí a postupně omezovat jeho výskyt ve volné krajině, v urbánním prostředí a podél dopravních koridorů. Prioritou managementu jsou oblasti jihovýchodní Moravy a středních Čech a včasné zásahy u nově kolonizovaných ploch a izolovaných výskytů na celém území ČR.

Při odstraňování pajasanu nelze používat standardní metodu kácení vzrostlých stromů či jiné mechanické metody (sečení, frézování apod.), protože na kácení (výřez) pajasan reaguje bujným zmlazením z pařezů i kořenů. Nejúčinnější (a k okolí nejšetrnější) jsou injektážní metody spočívající v cílené aplikaci herbicidu přímo do kmene pajasanu, např. do otvorů navrtaných rovnoměrně po obvodu kmene. U mladých jedinců se herbicid aplikuje na kmínek do záseků nebo míst s částečně oloupanou kůrou. Po aplikaci herbicidu je potřeba ponechat stromy postupně odumřít. Kácet se mohou teprve odumřelé stromy.

Injektážní metody jsou v současné době registrované pouze s vybranými přípravky pro profesionální použití. Z ostatních, méně účinných metod, se v určitých situacích používá kácení se zátěrem řezných ploch herbicidem nebo postřik listové plochy. Kde je aplikace herbicidu vyloučena, lze použít vykopání celých rostlin nebo odstraňování plodících výhonů (např. ořezem stromů).

Na lokalitách s úspěšně odstraněnými pajasany je nutné zajištění monitoringu a případných korekčních zásahů. V intravilánu může být vhodné urychlit regeneraci stanoviště výsevem vhodné směsi nebo výsadbou dřevin. Samozřejmostí by měla být pravidelná péče o pozemek.



## Summary

Tree of heaven (*Ailanthus altissima*) is included in the list of invasive alien (non-native) species of Union concern due to its significant negative impact on biodiversity and human activities. Therefore, the regulation (EU) no. 1143/2014 sets strict restrictions and as a widely distributed species in the Czech Republic orders to prepare a set of measures to control its distribution.

In the Czech Republic, the tree of heaven is one of the most widespread invasive alien species. There are risks of occurrence of tree of heaven in natural habitats, agricultural, forest and other land in extravilan and intravilan areas. The long-term goal is its complete eradication, i.e., removing the tree of heaven, preventing new occurrence, and replacing it with less problematic species. In the medium term, eradication should be ensured in and around sites of conservation value and its occurrence should be gradually reduced in the open countryside, in urban environments and along transport corridors. The priority for management are the areas of south-eastern Moravia and central Bohemia.

To remove the tree of heaven, the standard method of cutting mature trees or other mechanical methods cannot be used due to its rapid regrowth from the stumps and roots. The most effective methods are injection methods consisting of targeted application of herbicide directly into the stem of the tree of heaven, e.g. into holes drilled evenly around the circumference of the stem. In young specimens, the herbicide is applied to the stem with partially peeled bark. After application of the herbicide, the trees have to be left to die gradually. Only dead trees can be cut.

Injection methods are currently available only for professional use with some registered selected products. Less effective methods, such as cutting with herbicide application on the fresh cuts or foliar spraying, are also used. Where is not possible to use herbicides, whole plant digging or removal of fruiting shoots (e.g. by pruning trees) should be used.

On localities with successfully removed tree of heaven, monitoring and eradication of newly regrowing individuals is needed. In the urban sites, restoration can be fastened by using suitable grass mixtures or planting suitable trees. The following maintenance of the locality is needed to prevent repeated invasion.

## 7 Přílohy

### Příloha 1: Možnosti záměny pajasanu

Pajasan žláznatý lze zaměnit s dřevinami s obdobně lichozpeřenými listy, i když taxonomicky jsou z různých čeledí. V podmínkách ČR připadá v úvahu možnost záměny s následujícími druhy:

- **jasan ztepilý** (*Fraxinus excelsior* L.) a **jasan úzkolistý** (*Fraxinus angustifolia* Vahl)

Jedná se o původní druhy jasanů, které stejně jako pajasan mají lichozpeřené listy a okřídlené nažky. Pajasan lze dobře odlišit podle listů, které mohou být licho- nebo sudozpeřené a nápadně velké (u mladých jedinců až 90 cm). Lístky na listovém větvení pajasanu jsou řapíčkaté, na bázi nepravidelně uťaté a většinou asymetrické, zatímco lístky jasanů jsou klínovitou bází téměř přisedlé. Listy pajasanu jsou podstatně delší, mohou mít 13 i více jařem, zatímco původní jasanů jsou většinou jen 3–7 jařem. Dalším rozdílem je také v uspořádání celých listů (neplést s lístky) na větvích. Pajasan má listy střídavé, zatímco jasan vstřícné.

- **orešák královský** (*Juglans regia* L.), popř. **orešák černý** (*Juglans nigra* L.)

Záměna s mladými pajasany přichází v úvahu v době rašení, protože orešáky raší ve stejnou dobu. Listy orešáků se však vyznačují typickou orechovou vůní, zatímco rozedmuté listy pajasanu díky žlázkám na bázi listů nepříjemně zapáchají po myšíně.

- **škumpa orobincová** (*Rhus hirta* (L) Sudw.)

Je rovněž u nás nepůvodní pěstovanou a často zplaňující dřevinou, kterou lze odlišit hustě hnědě plstnatými letorosty. Rovněž větvena listů jsou hustě odstále chlupaté. Listy mají 5–15 jařem. Lístky jsou úzké a přisedlé, na podzim se zbarvují do červena. Pokud škumpa plodí, není možné si ji s pajasanem splést.



Srovnání tvaru a velikosti listů pajasanu, škumy a jasanu.



*Letorost pajasanu se zřetelným střídavým uspořádáním listů. Na větvích pajasanu jsou jasně viditelné velké jizvy po listech.*



*Jasně plstnaté letorosty škumpy.*



## Typické poznávací znaky pajasanu



*Celkový vzhled dospělého, plodícího stromu. V době květu strom a jeho okolí páchne po myšíně.*



*Výmladky a kořenové výstřelky pajasanu*



*Hladká borka šedé barvy s jemnými prasklinami*



*Až metr dlouhé licho- nebo sudozpeřené listy*



*Mladé, dozrávající plody*



*Zralé plody – okřídlené nažky*



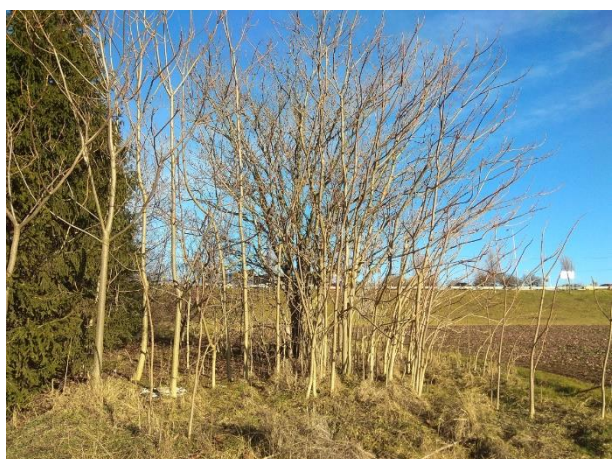
## Příloha 2: Příklady lokalit pajasanu žláznatého ve volné krajině a v urbánním prostředí



*Jednoletý semenáč v okrasné zeleni u obytného domu. U mladých jedinců dochází často k vytržení či výřezu při pletí záhonku. Čistě mechanické odstranění ale není spolehlivé, proto je vhodnější provést aplikaci herbicidu na částečně sloupnutý kmínek.*



*Víceletý mladý strom s několika kořenovými výstřelky v okolí – častá situace v průmyslových zónách větších měst a okolí nádraží. Kombinací injektáže a částečného loupání kůry lze takové ohnisko eliminovat poměrně jednoduše jediným zásahem. Odumřelé jedince odstraníme nejdříve rok po ošetření.*



*Okraj města, ohnisko s desítkami středně silných jedinců a množstvím výstřelků kolem starého mateřského stromu. Úplná eliminace pajasanu zde bude záležitostí několika promyšlených zásahů v průběhu 2-3 let. Vzhledem k odlehlosti místa lze připustit pozvolné odumření stromů nastojato bez rizika ohrožení okolí. Následně je vhodné dřevní hmotu odstranit a pozemek pravidelně udržovat.*





*Prioritou managementu pajasanu je přednostní ošetření plodících jedinců. Kácení vzrostlého pajasanu by měla vždy předcházet injekce kmene. Ke snížení možného rizika pádu větví je vhodné korunu v průběhu odumírání stromu odlehčit arboristickým řezem. Na silně frekventovaných místech raději kácíme ihned po defoliaci stromu v důsledku působení herbicidu.*



*Na druhově bohatých biotopech, příp. lesních pasekách, je ideální mladé pajasany ošetřit šetrnou metodou částečného loupání kůry. Zásadní je ponechat stromky dokonale zaschnout a předčasně je neposekat při managementových zásadách, příp. vyžínání buřeně.*

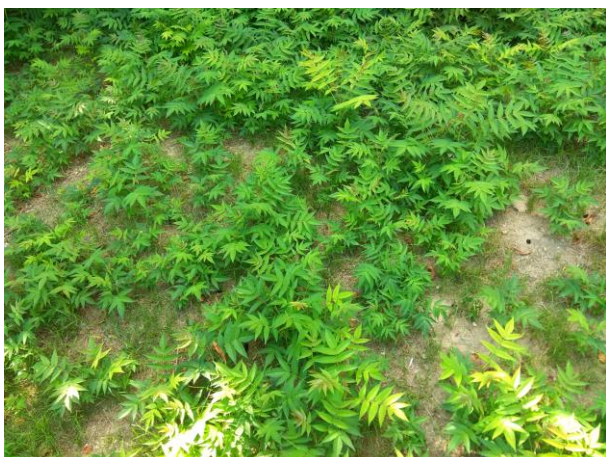




*Pajasan bývá stále častějším problémem ve vinohradech. Ukázka pajasanů odumřelých po injektáži a částečném loupání kmínků na okraji vinice.*



*Pajasan vtroušený v přírodě blízkém lese. Nejjednodušším řešením je ponechat strom po injektáži odumřít, případně i rozpadnout nastojato. Pokud je zájem o využití dřevní hmoty, lze kácet odumřelé stromy 1–2 roky po injektáži. Na prosvětlených místech bývá nutné monitorovat a případně také ošetřit nově se objevující semenáče nebo kořenové výstřelky.*



*Výsledek sečení kořenových výstřelků zarůstajících parkový trávnik po pokácení středně vzrostlého pajasanu. Výmladky a výstřelky této hustoty nezbyvá než ošetřit postřikem na list. Šetrnější možností je ponechat porost několik let bez zásahu, kdy proběhne podstatná autoredukce a bude možné individuální ošetření jednotlivých rostlin.*



*Příklad úspěšného odstranění skupiny pajasanu. V červenci proběhlo ošetření celkem 115 jedinců kombinací injektáže a částečného loupání kůry (nahore). Během dvou kontrolních návštěv byly ošetřeny přehlédnuté výmladky. O rok později jsou pajasany zcela suché (uprostřed). V září (14 měsíců po ošetření) byly suché stromy odstraněny a pozemek je udržován sečením (dole).*

